



Perkolatudsivning

Undersøgelse ved Vejen losseplads

Kjeldsen, Peter

Publication date:
1991

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Kjeldsen, P. (1991). *Perkolatudsivning: Undersøgelse ved Vejen losseplads*. Lossepladsprojektet. Rapport No. P3

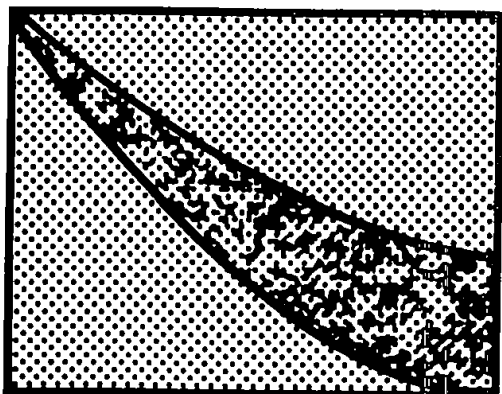
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

**Peter Kjeldsen,
Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH**



**Undersøgelser ved Vejen Losseplads:
PERKOLATUDSIVNING**

RAPPORT P3

MAJ 1991

LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

Denne rapport er afslutningen på arbejdet under Lossepladsprojektets delprojekter P3 og P3-2 omhandlende perkolatudsivningen fra Vejen Losseplads. Projektet har været udført af Laboratoriet for Teknisk Hygiejne (LtH) på Danmarks Tekniske Højskole, med forfatteren som projektleder.

En række personer på LtH (herunder et antal studentermedarbejdere) og andre institutioner har bidraget til projektet. Birgit Schultz på Vandkvalitetsinstituttet har stået for organiske analyser, Karsten Høgh Jensen på ISVA for nedsivningsberegninger, Klaus Hinsby fra Danmarks Geologiske Undersøgelse for gammalogs, Steen Vedby, Bent Skov, Henrik Agner Petersen, Gert Holtze, Morten Landau og Kirsten Ettrup for diverse feltarbejde. De uorganiske analyser er foretaget af Mona Refstrup (LtH), samt medarbejdere ved Ribe Miljø- og Levnedsmiddelkontrol, databearbejdning af Dorthe Wildenschild, tegninger af Glenn Lee og Siri Clement og renskrivning af Lotte Carlsen. Til alle retter jeg en varm tak for veludført arbejde.

Laboratoriet for Teknisk Hygiejne

Maj 1991

Peter Kjeldsen

SAMMENFATNING

Undersøgelser af grundvandsforureningen fra gamle lossepladser har i de fleste tilfælde fokuseret på, at kortlægge den påvirkede grundvandskvalitet i de berørte akviferer og er ofte ikke gået så tæt på at karakterisere kilden til forureningen, i dette tilfælde lossepladsen.

Formålet med dette projekt er, at vurdere den nuværende, fortidlige og fremtidige perkolatudsivning fra pilotlossepladsen, herunder perkolatmængder og perkolatsammensætning, for herved at danne grundlag for en kvantificering af kildestyrke til brug som input til stoftransportmodeller. Et sideordnet formål er at afprøve og sammestille kendte og modificerede undersøgelsesmetoder med henblik på at udføre integrerede undersøgelser af lossepladsers kildestyrke.

En historisk undersøgelse af pilotlossepladsen udfra gamle kort, flyfotografier og interviews viser, at der er deponeret ialt ca. 350.000 m³ affald, hvoraf de 135.000 m³ udgøres af jord- og bygningsaffald deponeret på den vestlige ende af lossepladsen. Deponeringen er foregået fra 1962 til 1981. Cirka 40.000 m³ blandet affald er fyldt direkte ned i en vandfyldt tørvegrav. Af de cirka 210.000 m³ blandet affald, der er deponeret i årene 1962 til 1976 udgør dagrenovation den største andel. Også kemikalier er deponeret bl.a. tjæreaffald og pesticider.

De historiske undersøgelser viser desuden, at den oprindelig jordoverflade i lossepladsarealet var relativ heterogen med en blanding af mosearealer og sandjordsarealer. Disse forhold kunne indikere at perkolatudsivningen er uens fordelt over arealet. Til vurdering af dannede perkolatmængder beregnes nettonedbøren, gældende for lossepladsarealet, ved hjælp af en umættet zone model opstillet for det bevoksede jorddække, der dækker lossepladsen. Som input til modellen benyttes lokale nedbørs- og fordampningsdata. Beregningerne, der er gennemført for hele perioden 1961 - 1989, viser at nettonedbøren og dermed perkolatdannelsen varierer betydeligt fra år til år. Den fundne nettonedbør ligger således mellem 190 og 775 mm om året med et gennemsnit på 420 mm. Sammenstilles nettonedbøren med nedbøren ses, at der er en lineær sammenhæng mellem nettonedbørens procentuelle andel af nedbøren og selve nedbørens størrelse, således at nettonedbøren kan estimeres udfra kendskab til nedbøren indenfor en usikkerhed på 60-80 mm pr. år.

Ved udførelsen af et antal borer i og under affaldet som blev prøvetaget et antal gange kan perkolatets sammensætning vurderes. For den del af lossepladsen der udgøres af blandet affald ses ikke de store tid- og arealmæssige variationer i den generelle sammensætning af perkolatet

(udfra almindelige perkolatindikatorparametre såsom chlorid, natrium, ammonium og COD). Koncentrationsniveauet ligger i den høje ende af hvad der er fundet på andre gamle lossepladser. For den del af lossepladsen der udgøres af fyld ses større variationer, men generelt betydelig mindre koncentrationer sammenlignet med perkolatet fra det blandede affald. Af specifikke organiske stoffer observeres især aromatiske hydrocarboner (især xylener), phenoler og pesticidet MCPP i perkolatet fra det blandede affald. Der blev ikke fundet chlorerede opløsningsmidler i perkolatet, enten fordi disse stoffer ikke er deponeret i væsentlige mængder eller fordi de nedbrydes i lossepladsen. I perkolatet fra fyldet observeres ingen specifikke stoffer af betydning.

Indledende undersøgelser af perkolatudsivningen fra lossepladsen indikerede, at der både skete udsivning mod nord til et overfladisk afvandingssystem og mod syd til det sydligt strømmende sekundære grundvand. For at vurdere hvor stor en andel af perkolatet der løb nord på, og dermed ikke påvirkede det berørte sekundære grundvandsreservoir, blev der udført ca. 35 mindre potentialeboringer ned til det terrænnære perkolatpåvirkede grundvand. På basis af flere pejlerunder udført i disse boringer, kunne vandspejlet for det terrænnære grundvandsreservoir kortlægges og de forventede vandskel indplaceres. Disse målinger indikerede at cirka 50% af perkolatdannelsen fra det blandede affald løb nord på og strømmede overfladisk af i afvandingssystemet. Samme størrelse blev fundet ved direkte måling af masseflowet af chlorid (i kg chlorid/år) i afvandingssystemet udført ved kontinuert måling af vandføring og klorid-koncentrationer i overfladevandet.

Ved udførelse af 18 rammeboringer i grundvandet langs lossepladsens afgrænsninger blev det vist at perkolatudsivningen var meget ujævnt fordelt, hvor den primære udsivning var begrænset til et 40-50 m bredt bælte. Den meget koncentrerede udsivning er betinget dels at specielt megen dagrenovation i denne del af lossepladsen i kombination med manglende terrænnære vandstandsede lag som giver en drænende effekt til dette område fra omkringliggende dele af lossepladsen. Denne konvergerende effekt kan også observeres ved vandspejlskortlægningen for det terrænnære grundvandsreservoir. Den primære udsivning har et lossepladsopland på cirka 0,5 hektar (estimeret udfra vandspejlskortlægningen).

Ud fra målinger af nuværende og estimation af fremtidige perkolatmængder og sammensætning gives en vurdering af hvornår perkolatpåvirkningen af grundvandet startede, hvor store mængder (i m³ og kg chlorid pr. år) der er sivet ned, samt hvorledes udsivningen forventelig vil udvikle sig de næste 25 år.

Sluttelig konkluderes det at lossepladsens beliggenhed set ud fra et grundvandsmæssigt synspunkt er relativt ideel, da en væsentlig andel af perkolatet ikke når grundvandet, men løber overfladisk af. Det fremhæves, at denne undersøgelse er et eksempel på hvor ujævnt perkolatudsivningen kan være fordelt rent arealmæssigt, hvilket understreger behovet for billige kortlægningsmetoder. Endelig konkluderes det, at det er en kombination af forskellige undersøgelsesmetoder, (geofysiske, hydrologiske og kemiske), der gør en estimation af udsivningenshistorien mulig.

SUMMARY

Kjeldsen, P.(1991): Investigations at Vejen Landfill: Leachate. Lossepladsprojektet. Report P3, 181 pages.

Investigations of the groundwater pollution from point sources have in most cases the scope of mapping the quality of groundwater. Not often the scope has been to characterize the source of the pollution, in this case the landfill.

The purpose of this project is to evaluate the present, previous and future release of leachate from the landfill studied, including evaluation of leachate quantity and quality. The final goal is to construct source input functions to be used in solute transport modeling of the polluted aquifer. Another purpose of the project is to test and compare known and modified investigation methods to be used in integrated investigations of leaching behaviour of old landfills.

A historical investigation of the landfill by use of old maps, air photos and interviews of local people was carried out. This showed that the disposal took place from 1962 to 1981 where in total 350.000 cubic meters of waste has been disposed of, 135.000 cubic meters of soil and demolition waste have been disposed of in the western part of the landfill. Approximately 40.000 cubic meters were disposed of directly in an old water filled peat hole. In the years 1962 to 1976 the main part of the waste was municipal solid waste, but also chemicals have been dumped, mainly tar wastes but also pesticides.

The historical investigation showed also that the original soil surface beneath the waste was a relatively heterogeneous mixture of boggy ground and sand soil areas. This indicates that the leaching from the landfill could be unevenly distributed. For estimation of the leachate quantities the recharge of precipitation was evaluated by use of a mathematical model of the unsaturated soil cover of the landfill. Local data for precipitation and evaporation was used in the model. The calculation which was carried out from 1962 - 1989, showed that the recharge varied significantly from year to year. The range of recharge found was from 190 to 775 mm per year with an average of 420 mm per year. A linear relationship between the relative recharge (the recharge divided by the precipitation) and the precipitation itself was found. This allows an estimation of the recharge from precipitation data within an uncertainty of 60-80 mm per year.

A number of wells were constructed located within saturated waste or in the top layer of groundwater beneath unsaturated waste. Sampling and analysis of leachate from these wells did

not show significant time or space variation in the general composition (as determined from values of chloride, sodium, ammonia and chemical oxygen demand). Concerning the part of the landfill with soil and demolition waste, a bigger variation was observed, but the concentrations were generally lower as compared to the landfill part with mixed wastes. The main specific organic compounds observed, were aromatic hydrocarbons (mainly xylenes), phenols and the pesticide MCP. No chlorinated solvents were found, either because these compounds have not been disposed of at the landfill or due to degradation of the compounds in the anaerobic environment within the landfill. In leachate from the soil and demolition waste, no specific compounds were observed. Preliminary investigations of the leaching from the landfill indicated, that both a northerly leaching to a drainage ditch and a southerly leaching to the secondary aquifer were taking place. To evaluate the proportion of leachate leaching to the drainage ditch, 35 small piezometers were installed in the shallow leachate affected aquifer. On the basis of several soundings, the groundwater surface was mapped and the expected watersheds were located. These measurements indicated that approximately 50 percent of the leachate from the mixed waste recharged to the drainage ditch. This was supported by directly measuring the flux of leachate (as kilogramme chlorid per year) carried out by continuous gauging of water flow and chlorid concentrations in the drainage ditch.

18 wells were driven into the aquifer at the borders of the landfill area. These proved that the leaching from the landfill was very unevenly distributed. The primary leaching was located to a zone of 40-50 meters in width. The catchment area for the primary leaching was limited to approximately 5000 square meters.

By measurement of the present and estimation of future and past leachate quality and quantity an evaluation of the history of leachate recharge to the groundwater is given, including time of recharge start and recharge quantities in cubic meters and kilogrammes of chloride per year.

Finally it is concluded, that the location of the landfill is ideal seen from a groundwater point of view, since a substantial leaching to a drainage ditch leads to only limited recharge of leachate to the secondary aquifer. The recharge is, however, very unevenly distributed over the landfill area. These observations show that a relative high number of wells are needed to get an adequate picture of the recharge pattern. It is also concluded that a combination of geophysical, hydrogeological and chemical investigations is needed to describe the history of leachate recharge.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	INDLEDNING	1
2.	METODER OG DATA	5
2.1	Historiske undersøgelser	5
2.1.1	Gamle kort	5
2.1.2	Flyfotografier	6
2.1.3	Interviews	6
2.2	Udførte boringer	7
2.2.1	Pejleboringer	7
2.2.2	Kortlægningsboringer	9
2.2.3	Perkolatboringer	14
2.3	Hydrologiske undersøgelser	17
2.3.1	Regn	17
2.3.2	Fordampning	17
2.3.3	Afstrømning	18
2.3.4	Pejlinger	20
2.4	Prøvetagning og kemiske analyse	20
2.4.1	Overfladevand	20
2.4.2	Potentialeboringer	21
2.4.3	Kortlægningsboringer	21
2.4.4	Perkolatboringer	22
3.	LOSSEPLADENS HISTORISKE UDVIKLING	25
3.1	Tidligere topografi og arealbrug	25
3.2	Opfyldning af lossepladsen	26
3.2.1	Tidslig udvikling	26
3.2.2	Affaldsmængder	27
3.2.3	Affaldssammensætning	28
3.2.4	Drift af lossepladsen	29
3.2.5	Afdækning af lossepladsen	32
4.	BEREGNING AF PERKOLATMÆNGDER	33
4.1	Beregningsmetode	33
4.1.1	Nedsivningsmodel	33

4.1.2	Perkolatdannelse	36
4.2	Nedbør og Evapotranspiration	36
4.3	Nedsivningsmængder	38
5.	PERKOLATKVALITET	41
5.1	Uorganiske og generelle organiske parametre	41
5.1.1	Lossepladsdelen	41
5.1.2	Fyldpladsdelen	43
5.2	Specifikke organiske stoffer	44
5.2.1	Lossepladsdelen	44
5.2.2	Fyldpladsdelen	46
5.3	Vurdering af perkolatsammensætningens tidlige udvikling	46
6.	PERKOLATUDSIVNING	49
6.1	Vandspejlsundersøgelser	49
6.1.1	Vandskelsundersøgelser	49
6.1.2	Lækage til sekundære reservoir	51
6.2	Udsivning til afvandingssystemet	52
6.3	Udsivning til grundvandet	58
6.3.1	Lagfølgebeskrivelse	58
6.3.2	Forureningspåvirkning	60
6.4	Estimeret udsivningshistorie	64
7.	KONKLUSION	69
8.	REFERENCER	71

APPENDICES

A1	Udsnit af målebordsblade	73
A2	Udsnit af flyfotografier	77
A3	Dataark for kortlægningsboringer	95
A4	Boringsbeskrivelser for udførte perkolatboringer	103
A5	Gammalogs for boring LG6-2 og LG7-2	105

A6	Nedbørsdata	105
	A6.1 Månedsværdier Askov	106
	A6.2 Månedsværdier Vejen	107
	A6.3 Dagværdier 88-89 Askov	108
	A6.4 Målinger fra akkumulerende måler opsat på lossepladsen	110
A7	Fordampningsdata	111
	A7.1 Månedsværdier Askov	112
A8	Afstrømningsdata	113
	A8.1 Enkeltmålinger	114
	A8.2 Oversigt over måleperioder i station 5 samt vandføringsmålinger	114
	A8.3 Vandføringsmålinger i station 1	118
A9	Pejledata	119
	A9.1 Pejleresultater	120
	A9.2 Potentialekort for terrænnære reservoir	127
A10	Vandkvalitet - Overfladevand	133
	A10.1 Chlorid-enkeltmålinger i overfaldsbygværk	134
	A10.2 Måleprogram for ISCO-prøvetager	134
	A10.3 Ledningsmålinger i rende mellem station 4 og 5	135
A11	Vandkvalitet - Pejleboringer	137
A12	Vandkvalitet - Kortlægningsboringer	139
A13	Vandkvalitet - Perkolatboringer	143
	A13.1 Detaljer i forbindelse med prøvetagningsrunder	144
	A13.2 Analyser i boring LG1-7	146
	A13.3 GC-screening for LG1-3	148
	A13.4 GC-MS analyse for LG1-3	150
	A13.5 GC-Screening for LG5-7	166
A14	Benyttede analysemetoder	169
A15	Nedsivningsberegning	177

1. INDLEDNING

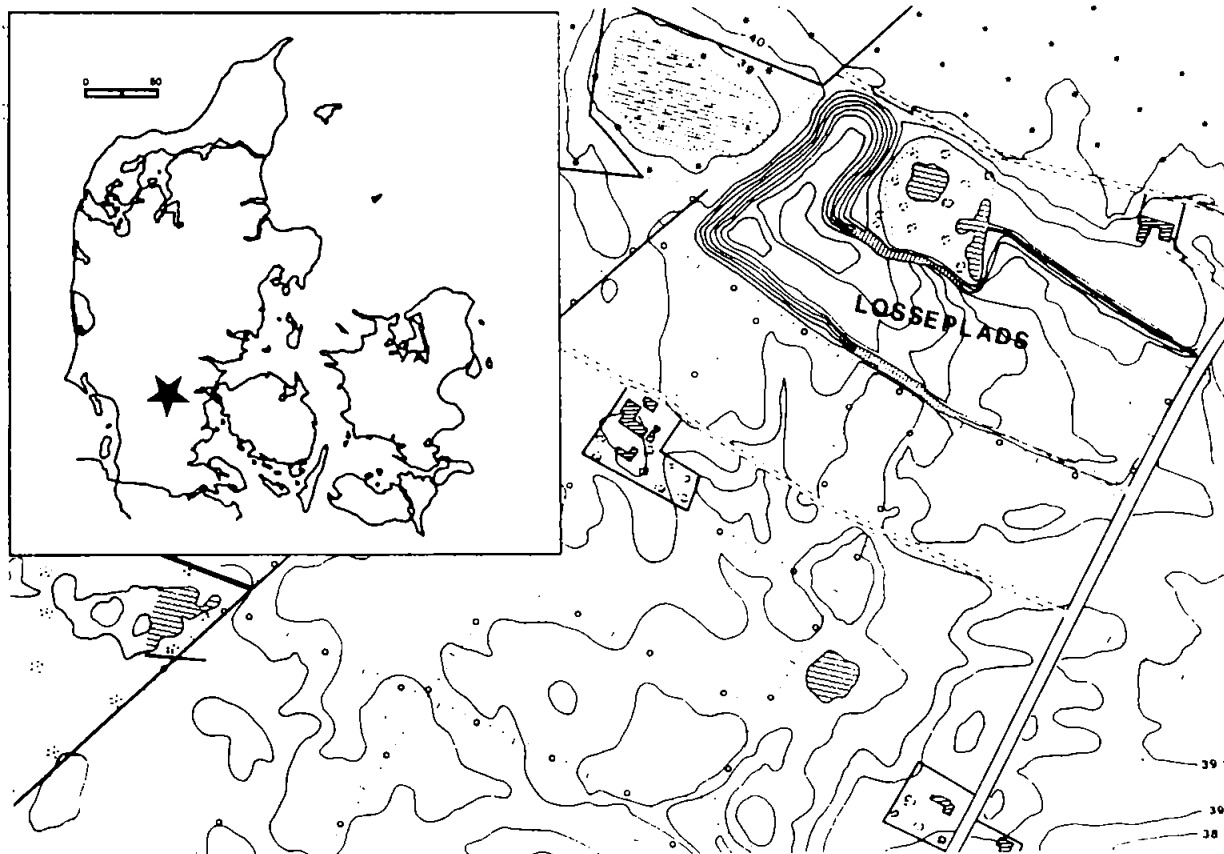
Undersøgelser af grundvandsforureningen fra gamle lossepladser har i de fleste tilfælde fokuseret på at kortlægge den påvirkede grundvandskvalitet i de berørte akviferer, og er ofte ikke gået så tæt på at karakterisere kilden til forureningen, i dette tilfælde lossepladsen. I de tilfælde hvor der har været gennemført aktiviteter af kildekarakteriserende art, har dette især omfattet opgravninger med henblik på at karakterisere fyldet samt installation af borer i/under fyldet til vurdering af perkolatkvaliteten. Aktiviteter af et sådant omfang betyder at en vurdering af lossepladsens kildestyrke (perkolatmængder og - sammensætning) er meget usikker.

Et kendskab til lossepladsens nuværende kildestyrke er væsentlig ved planlægning af afværgeforanstaltninger ved en losseplads, idet det i den forbindelse er vigtigt at få fastslået om den væsentligste del af forureningen ligger i grundvandszonen eller om kilden til forureningen stadig er aktiv. Specielt ved brug af matematiske modeller til vurdering/simulering af perkolat-spredning i grundvandszonen er en af mange inputinformationer en vurdering af kildestyrken, ikke kun den nuværende kildestyrke, men også kildestyrkens historie samt den forventede kildestyrke i kommende år. De aktiviteter der normalt bliver gennemført ved lossepladsundersøgelser er derfor i langt de fleste tilfælde af alt for begrænset omfang til at kunne beskrive kildestyrken.

Formålet med dette projekt er derfor, at afprøve og sammenstille kendte og modificerede undersøgelsesmetoder med henblik på at udføre en integreret undersøgelse af lossepladsens kildestyrke. Undersøgelsen gennemføres ved Lossepladsprojektets pilotlosseplads nord for Vejen (se figur 1.1). Det er projektets formål at vurdere alle aspekter af perkolatudsivningen:

- Totale perkolatmængder herunder arealmæssige og tidslige variationer (både kort- og langtidsvariationer).
- Perkolatsammensætningen herunder arealmæssige og tidslige variationer.

Det er således projektets helt konkrete sigte, at kunne give informationer om kildestyrken, der er nødvendig som baggrundsviden for at forstå og simulere perkolatets spredning fra pilotlossepladsen, som det gennemføres i andre delprojekter under Lossepladsprojektet.



Figur 1.1 Den undersøgte lokalitet, Vejen Losseplads.

Projektets generelle formål, nemlig at demonstrere kombinationen af relativt velkendte undersøgelsesmetoder i kildestyrkevurderinger er dog mindst ligeså vigtig, og vil forhåbentlig kunne give inspiration ved gennemførelse af mere rutineprægede kemikaliedepotundersøgelser.

Rapporten er generelt inddelt i to dele, én del (kapitel 2 samt tilhørende appendiks), som detaljeret gengiver de gennemførte undersøgelsesaktiviteter samt (i appendiks) de heraf opnåede resultater/data. Rapportens anden del omfattende kapitlerne 3 til 6, udgør rapportens diskuterende afsnit. Disse kapitler er søgt skrevet således, at der ikke forudsættes detaljeret kendskab til de benyttede metoder, som beskrevet i kapitel 2. Kapitel 3 sammenfatter således lossepladsens historiske udvikling, især baseret på kort, foto og interviews. Kapitel 4 er en vurdering/beregning, af hvor store mængder perkolat der er dannet siden lossepladsen blev etableret. I kapitel 5 beskrives perkolatets nuværende indhold af uorganiske og organiske stoffer, og der gives også et skøn på fortidig og fremtidig perkolatsammensætning. Kapitel 6 beskriver hvorledes perkolatudsivningen er fordelt på lossepladsen og sammenfatter informationer fra

kapitel 3,4,5 og 6 til en estimeret udsivningshistorie i form af en stedslig og tidslig beskrivelse af stoffluxen (gældende for det konservative stof chlorid) fra etableringsåret (1961) og halvtreds år frem.

I kapitel 7 sammenfattes de vigtigste konklusioner dels gældende specifikt for denne lossepladsundersøgelse dels af mere generel interesse.

2. METODER OG DATA

I dette kapitel gennemgås de arbejdsmetoder og - aktiviteter, der har været udført i dette projekt, samt de resultater, der er kommet ud af dette. Der vil i stor udstrækning blive henvist til diverse appendiks, indeholdende de opsamlede data. I kapitlets første afsnit beskrives det indsamlede materiale, der har ligget til grund for den historiske vurdering af lossepladsen. Dernæst beskrives i andet afsnit de borerier der har været udført. I kapitlets tredje del beskrives de indsamlede hydrologiske data, udført dels af andre dels under dette projekt. Kapitlets sidste afsnit beskrives de aktiviteter der har været udført for at belyse vandkvaliteten i og under lossepladsen samt den umiddelbare nærhed af lossepladsen.

2.1 HISTORISKE UNDERSØGELSER

Noget af det vanskeligste at belyse udfra feltaktiviteter i forbindelse med depotundersøgelser er hvilke typer affald, som depotet indeholder samt hvad affaldet er deponeret ovenpå. En indledende vurdering af disse forhold må tage sit udgangspunkt i diverse historisk materiale, såsom gamle kort, flyfotografier, arkivmateriale, interviews med centrale personer m.m.

Før dette projekt var blevet igangsat, havde man i amtsligt regi gennemført en depotundersøgelse af Vejen Losseplads (Ribe Amtskommune, 1985, Ribe Amtsråd, 1988), hvor ovennævnte forhold delvis er belyst. De historiske undersøgelser i dette projekt tager derfor udgangspunkt i disse to rapporter.

2.1.1. Gamle kort

De eneste gamle kort der er vurderet af interesse for dette projekt er de gamle målebordsblade, som Kort- og matrikelstyrelsen (tidligere Geodætisk Institut) ligger inde med. Kortene er i målestok 1:20.000. For området omkring Vejen er den oprindelige opmåling foretaget i 1869. Kortene er løbende blevet opdateret. I appendiks 1, er vist en kraftig opfotografering af nærområdet omkring Vejen Losseplads fra det oprindelige kort (fra 1901), samt af de kort, hvor der er foretaget opdateringer af nærområdet (1938, 1946 samt 1955).

Tabel 2.1 Oversigt over flyfotografier over området.

Dato	Målestok	Flyfotograf
450716	1:10.000	Kort og Matrikelstyrelsen
541105	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
600419	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
640902	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
650331	1:5300	Geoplan A/S
680530	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
710422	1:5000	Geoplan A/S
740410	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
770517	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
800904	1:7000	Geoplan A/S
830706	1:5000	Kort og Matrikelstyrelsen
840424	1:7000	Geoplan A/S
841113	1:10.000	Geoplan A/S

2.1.2. Flyfotografier

Ved henvendelse til Kort- og matrikelstyrelsen, samt de private landmålerfirmaer, der foretager flyfotografering (Geoplan, Scankort og Landinspektørens Luftfotoopmåling), er der erhvervet et antal fotografier af forskellig alder. Tabel 2.1 viser fotografiernes optagelsesdato, målestok samt hvorfra de er rekvireret. I appendiks 2 er forstørrede udsnit (1:3750) af de fleste af fotografierne vist. Der er valgt den samme målestok som for kortforstørrelser i appendiks 1. De interviewede personer er blevet spurgt ang. modtagne affaldstyper, herunder kemikalieaffald, driftspraksis, jordbundsforhold i lossepladsområdet m.m.

2.1.3 Interviews

Tabel 2.2 viser de personer der er blevet interviewet.

Tabel 2.2 Oversigt over interviewede personer

Navn	Rolle	Interview	Bemærkninger
Aage Wenzel	Nabo til lossepladsensarealet siden 1921	880427	Båndoptaget
Søren Pagh	Lossepladsens opsynsmand fra 1969 til 1976	880324	Båndoptaget
Terkel Teilman	Lossepladsens opsynsmand fra 1965 til 1969	880426	Båndoptaget
Frank Ebbesen	Ansæt ved maskinstation	900824	Telefoninterview ang.deponering af bekæmpelsesmidler

2.2 UDFØRTE BORINGER

De udførte boringer kan inddeles i 3 typer, nemlig pejleboringer, kortlægningsboringer samt perkolatboringer.

2.2.1 Pejleboringer

De indledende undersøgelser af lossepladsen (Ribe Amtskommune, 1985, Ribe Amtsråd, 1988), viste at både grundvandet syd for pladsen og overfladevand nord for pladsen (se iøvrigt afsnit 3.1), var perkolatpåvirket. En kortlægning af potentialeforholdene for det overfladenære grundvand var derfor nødvendig. Til dette formål blev der udført installationer i 3 grupper:

Håndborede boringer til det øverste grundvand, snegleborede boringer boret gennem fyld udført med borerig, samt vandstandsbrædder i afvandingssystemet nord for lossepladsen.

Håndborede boringer

De fleste af disse boringer (LP1-27, samt PK1-4), er udført med et Eikelkamp skebor (7 cm diameter). Der er boret ned i den mættede zone indtil borehullet blev så vandfyldt, at sedimentet i skeboret blev bortskyllet inden boret blev trukket op. Herefter placeredes 35 cm langt 25 mm PVC filter med savede slidser forlænget med 25 mm PVC forlængelsesrør med muffe. Filterstykket og de enkelte forlængelsesrør blev kun stødt sammen, hvilket giver en vandtæt samling. Filtret blev presset så langt ned under grundvandsspejlet som muligt (typisk 30-40 cm). Herefter blev der efterfyldt med det opborede materiale. Disse boringer har været etableret af flere omgange i 1988 og 1989. Enkelte måtte genetableres (som nye boringer), da de blev ødelagt (hærværk).

Håndrammede boringer

Til måling af potentialet i sandlaget under afvandingsrenden nord for lossepladsen blev der etableret enkelte håndrammede boringer (PK1R, PK3RS, PK3RN og PK5R), da håndboring ikke kunne anvendes her. Et perforeret vandrør med påsvejst spids, blev med en hammer slået gennem slamlaget i bunden af afvandingsrenden til filterplacering umiddelbart under slamlaget.

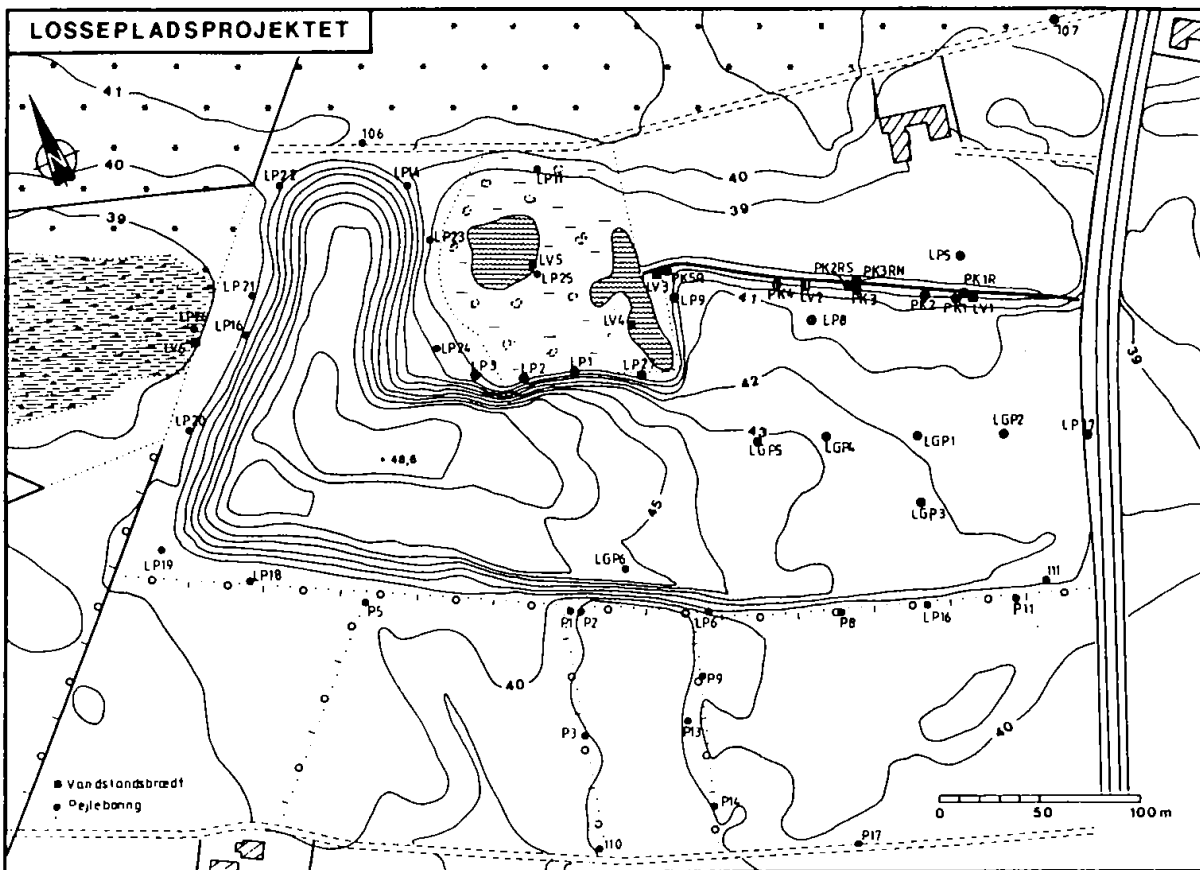
Snegleborede boringer

Da håndboring og rammeboring viste sig at komme til kort ved boring i selve lossepladsfyldet, etablerede Dansk Miljø Data i perioden 25/9 - 29/9 1989, 6 snegleboringer (LGP1-6) i selve lossepladsen. Boringerne blev udført med borerig påsat et 8" sneglebor. Der bores til ca. 1 meter under vandspejlet, hvorefter et 40 cm i.d. filter/forerør med 50 cm langt filter (0,5 mm slidser), blev placeret i borehullet. Filter og forerør var udført i PVC og med gevindsamling. Der blev gruskastet (0,63-1,25 mm) omkring filtret, og borehullet blev tilbagefyldt med fyld og jord.

Vandstandsbrædder

Til måling af vandoverfladen i afvandingsystemet nord for lossepladsen blev der etableret 6 vandstandsbrædder (LV1-6). Brædderne bestod af 40 mm x 40 mm træpæle der bankedes godt ned i sandlaget under bundslammet.

Placering af alle etablerede pejlepunkter kan ses af figur 2.1. Fixkoter og bundkoter for pejleboringerne fremgår af appendiks 9.

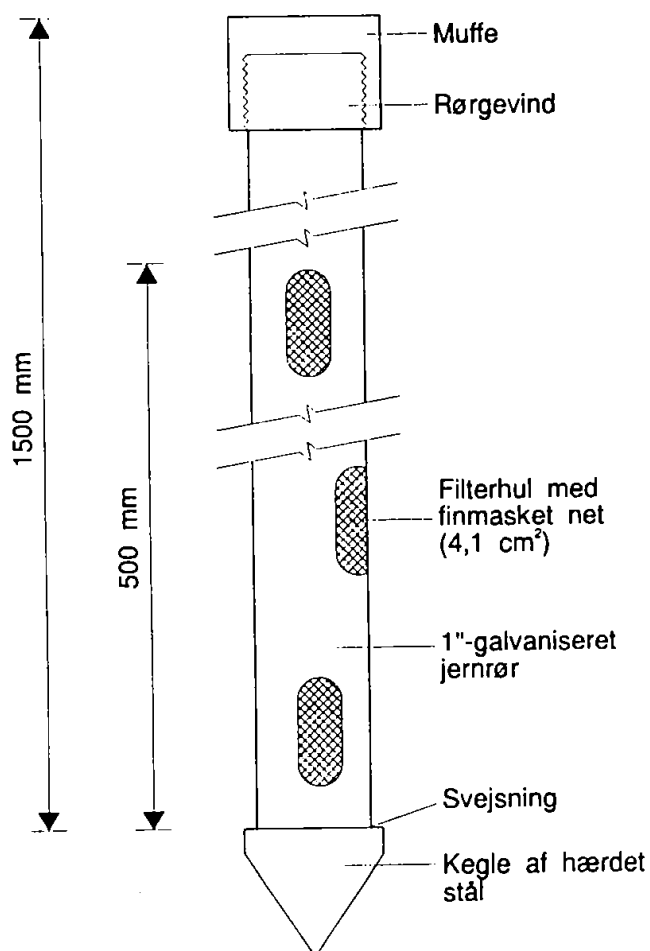


Figur 2.1 Placeringen af udførte pejleboringer og vandstandsbrædder. Eksisterende pejleboringer, der indgår i pejlerunder er ligeledes vist.

2.2.2 Kortlægningsboringer

Med henblik på at kortlægge den stedslige variation af perkolatudsivningen til akviferen, er der udført 15 rammeboringer efter BOTESAM-princippet, (Skov og Lyngkilde, 1990). Princippet går ud på at nedbanke et rør, som nederst er perforeret og påsat en spids. Røret nedrammes så filteret er under grundvandsspejlet, hvorefter der tages en grundvandsprøve fra de gældende filterniveau. Nedramningen fortsættes til en ny dybde, hvor der tages en prøve. Ved analyse af grundvandsprøverne (i felten og i laboratoriet), kan der optegnes koncentrationsprofiler for hver borested og for hver analyseret parameter.

Kortlægningsboringerne er udført af flere omgange, nemlig 5-8/7 1988 (boringerne LR1, LR2, LR2A, LR3 og LR6), 5-7/9 1988 (boringerne LR4, LR5 og LR7), 14/11 88 (LR8), 25-30/9 89 (LR9, LR10, LR11 og LG1R), samt 31/10-1/11 89 (LG1R (fortsat), LR12 og LR13). Boringerne



Figur 2.2 Filterenhed for 1988-kortlægningsboringer.

der er udført i 1988, er etableret med et 1. generations udstyr udviklet til formålet, medens borerne udført i 1989 er etableret med et 2. generationsudstyr udviklet i forbindelse med projekt om redoxzonekortlægning gennemført på LtH.

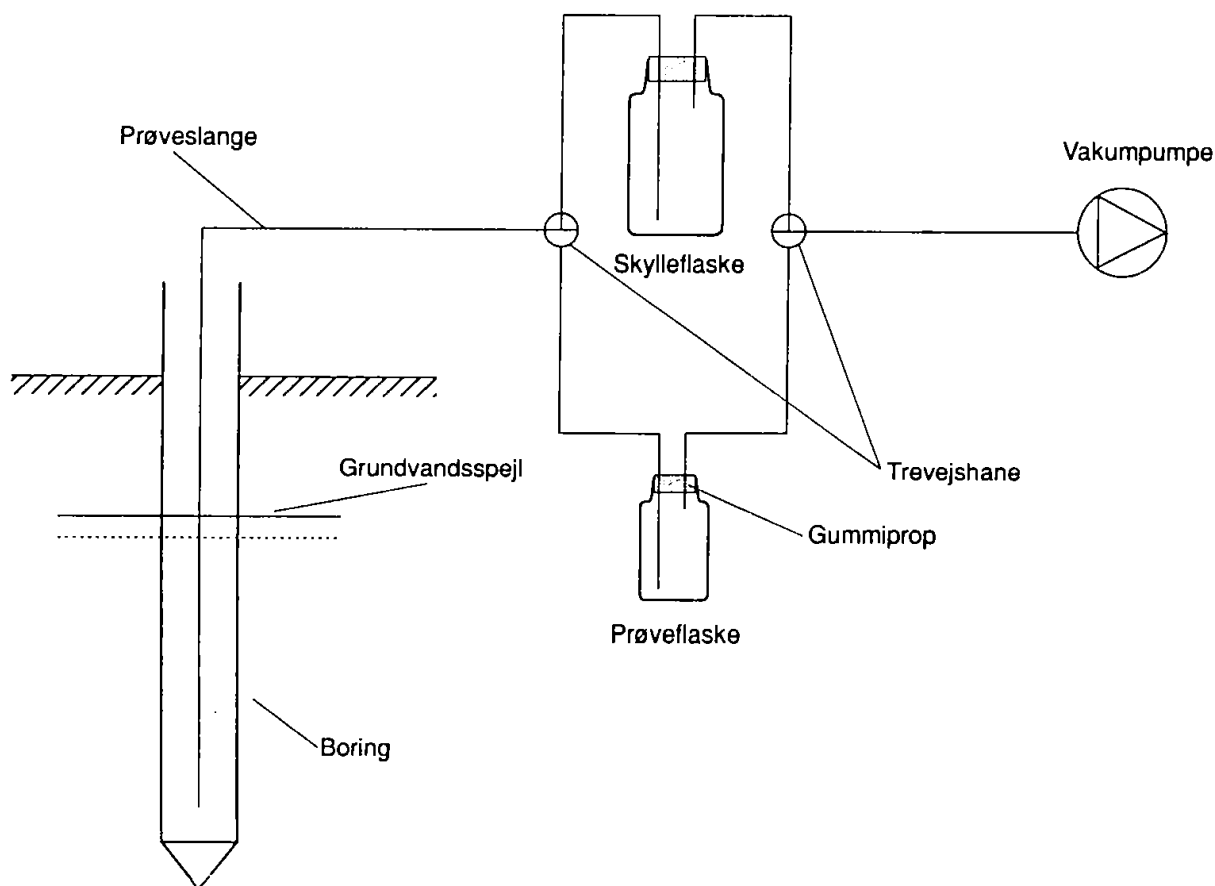
Kortlægningsboringer (1988).

Udstyret kan opdeles i en boredele og en prøvetagnings- og feltmålingsdel:

Boredele:

Boreudstyret består af en filterenhed, et antal 1-tomme galvaniserede jernrør ("vandrør"), slaghoved samt en slagenhed. Figur 2.2 viser opbygningen af filterenheden. Filterenheden var

over de nederste 50 cm forsynet med 20 filterhuller. Filternettet bestod på den første felttur (5-8/7 1988) af et pålimet syrefast messingnet (0,23 mm masker, 0,16 mm tråd). Dette viste sig ikke at være stærkt nok og blev på de følgende feltture erstattet af et dobbeltlag rustfritstålnet (grovmasket: 0,50 mm masker, 0,25 mm tråd, finmasket: 0,23 mm masker, 0,15 mm tråd), som blev punktsvejset på. Vandrørene (150 cm lange) samledes med muffer, efterhånden som nedramningen fandt sted. Som slagenhed benyttedes en benzindrevet betonbrydemaskine. Mellem vandrør og slagenhed benyttedes en muffe til at beskytte gevindet, samt et slaghoved med fordybning til slagenhedens spids og en dorn, stikkende ned i røret for at holde hoved og slagenhed på plads under nedramningen.



Figur 2.3. Prøvetagningsdelen for 1989-kortlægningsboringer.

Prøvetagning:

Til optagning af grundvandsprøver blev benyttet en opstilling som vist på figur 2.3. Grundvand blev suget op fra filterniveau gennem en blødgjort PVC-slange vha en vakuumpumpe. Indledningsvist blev borerne renpumpet 1-2 gange ved fyldning af skylleflasken, indtil grundvandet var klart (hvis muligt). Derefter ændredes trevejshænderne stilling og prøveflasken fyldtes direkte. Som prøveflaske anvendtes 500 ml infusionsflasker af glas med gummiprop og skruelåg. Umiddelbart efter prøvetagning blev prøvens ledningsevne og pH-værdi målt med henholdsvis et Phillips PW 9525/10 conductivity meter og et Hach pH meter. Prøverne opbevares koldt indtil analysetidspunktet.

For hver kortlægningsboring blev der taget prøver for hver meter (i visse tilfælde dog for hver halvanden meter). Efter den ønskede boredybde er nået, efterlades jernrøret i formationen, for ikke at perforere eventuelle vandstandsede lerlag.

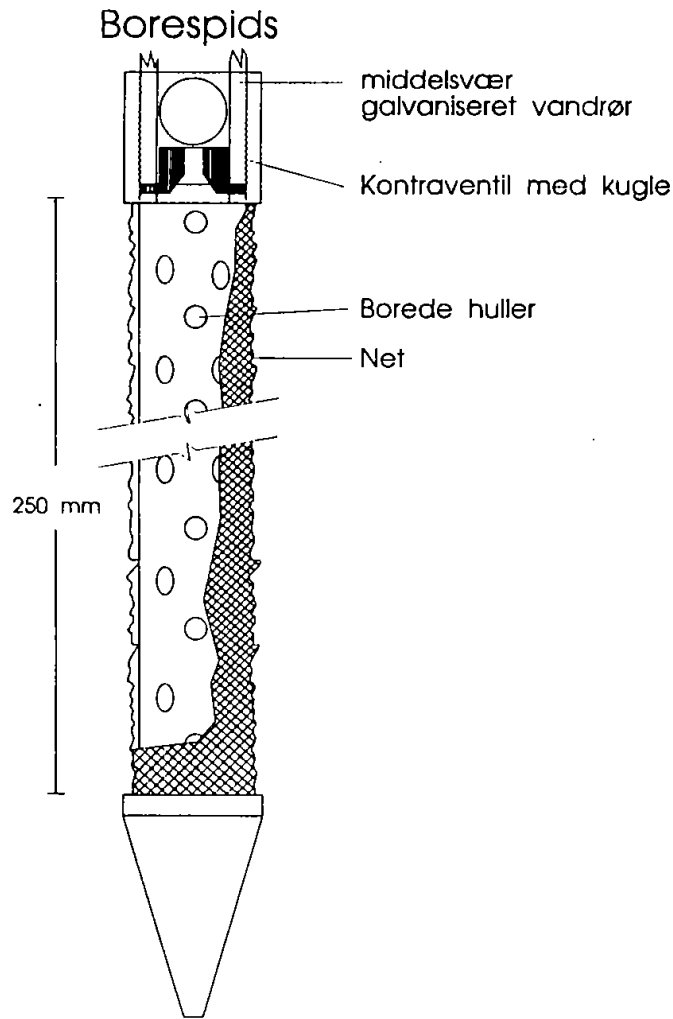
Med henblik på at vurdere den hydrauliske ledningsevne af de gennemborede lag, blev der gennemført såkaldte slug-test: Efter prøvetagning var afsluttet blev vakuumpumpen slukket, og vandspejlets stigning over tiden blev målt, med pejlelod og stopur. De ved tolkning af slugtests opnåede værdier for hydraulisk ledningsevne viste sig at være adskillige faktorer mindre end erfaringstal for lignende aflejringer. Slugtests blev derfor kun gennemført under den første felttur.

Kortlægningsboringer (1989)

De væsentligste ændringer i forhold til det tidligere udstyr er: Anvendelse af ændret filterenhed, prøvetagning med optrykning vha nitrogen, feltmåling i gennemstrømsbeholder samt trykfiltrering i felten.

Filterenheden var opbygget som vist på figur 2.4. Nettet består af 24/110 tressevæv. Enheden var fremstillet med standardgevind, så den kunne monteres direkte på vandrørene.

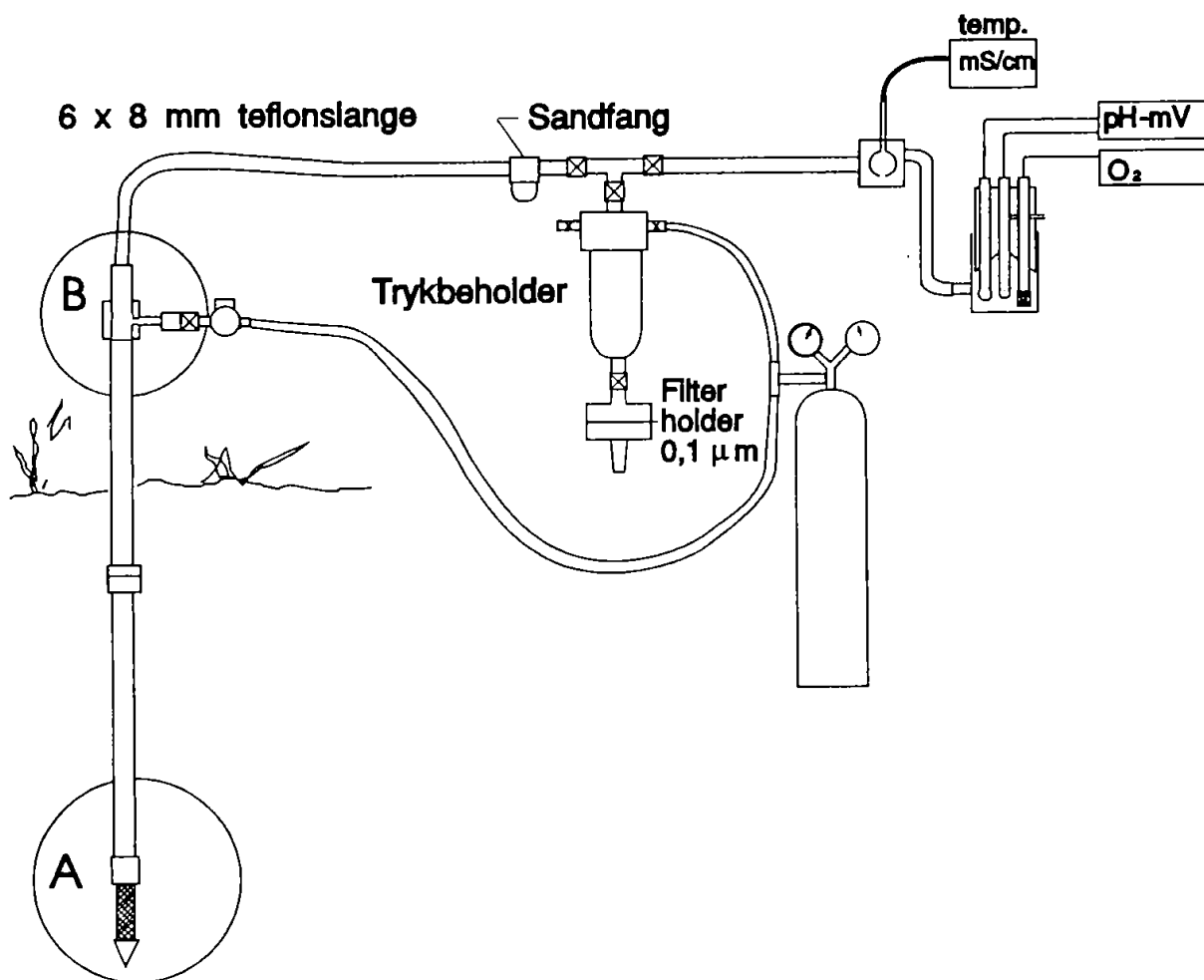
Øverst i filtret var anbragt et sæde samt teflonkugle som kontraventil ved prøvetagningen. Neddragningsproceduren var som for 1988-kortlægningsboringerne.



Figur 2.4 Filtenhed for 1989-kortlægningsboringer.

Prøvetagning:

Når filtret havde nået den ønskede dybde, sænkedes en teflonslange ned gennem boringen, og vandet trykkes op gennem slangen med kvælstof til en feltmålings- og prøvebehandlingsenhed (se figur 2.5). Den indbyggede kontraventil over filtret modvirkede at vandet trykkes tilbage gennem filtret. Efter et antal tømninger (typisk to) ledtes prøven til en trykbeholder (DGU-model), hvor prøven vha kvælstoftryk filtreres gennem et $0.45 \mu\text{m}$ membranfilter. Som prøveflasker anvendtes 100 ml PE-flasker. Prøverne konserveredes efter filtreringen med 2 o/oo koncentreret svovlsyre. Sideløbende med filtreringen fyldtes flowcellerne med prøve, og ledningsevne, pH og iltindhold målt med hhv. et Phillips PW 9525/10 conductivity meter, et WTW pH 196 pH-meter og et WTW OX 1196 Oxi-meter (redox-potentiale målt ikke). For disse kortlægningsboringer blev der ligeledes taget prøver for hver meter (dog visse steder for hver 1 1/2 meter).



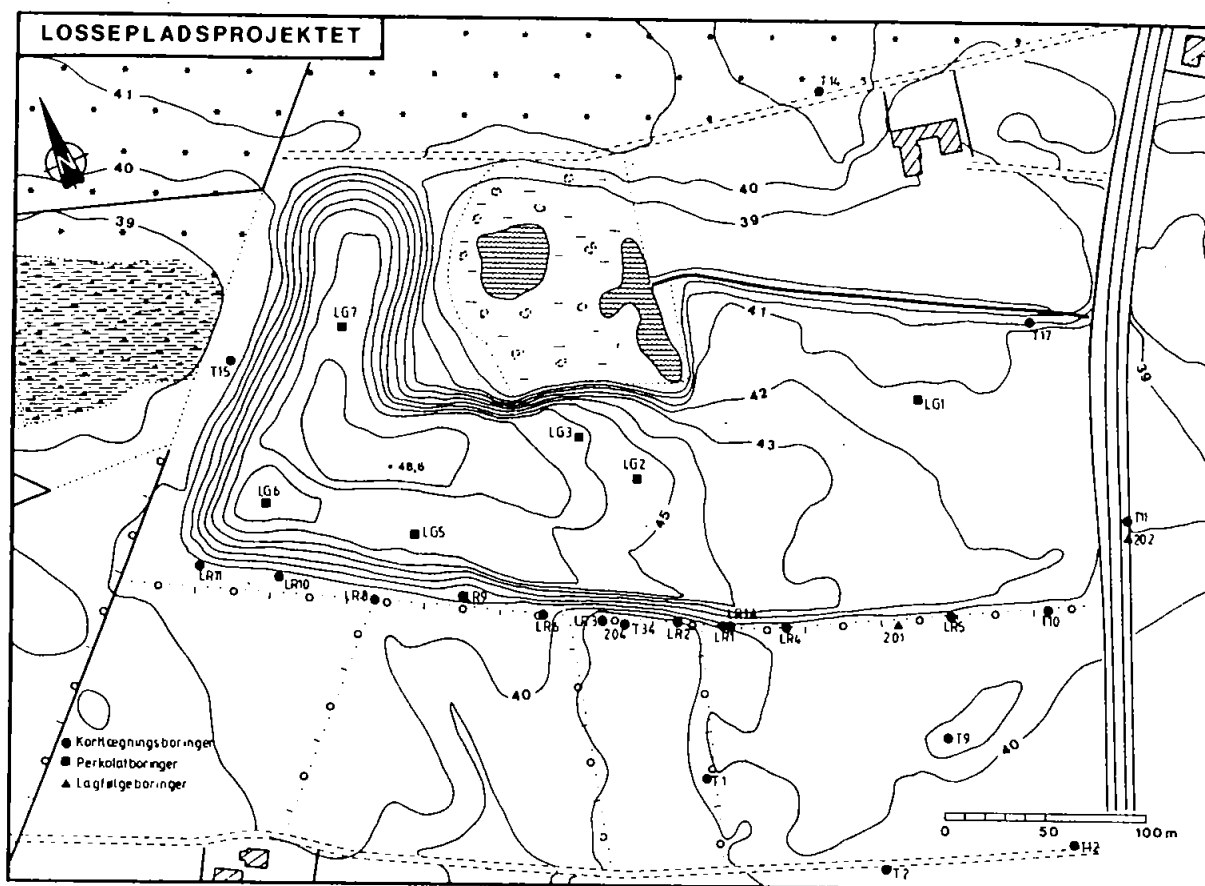
Figur 2.5 Feltnålings- og prøvebehandlingsdel for 1989-kortlægningsboringer.

Placeringen af samtlige kortlægningsboringer kan ses på figur 2.6.

Efter etableringen af kortlægningsboringerne, udførte DGU gammalogs i perioden 5-6 februar 1990, (på de af borerne der var tilgængelige på det tidspunkt). Logene blev udført med et Nucletronic ICU 101 med en IP1-150 gamma sonde indeholdende et 8 x 100 mm krystal. Gammalogs, feltnålinger samt tolket lithologi (udfra gammalogs og tilstedeværelse af lag, hvor prøvetagning var umulig (pga. ekstrem lav vandtilstrømning) kan for alle kortlægningsboringer ses i appendiks 3.

2.2.3. Perkolatboringer

Med henblik på at kunne tage prøver af det dannede perkolat under så ufortyndede forhold som



Figur 2.6 Placering af samtlige udførte kortlægningsboringer og perkolatboringer. Eksisterende BOTESAM og DGU-boringer, der indgår i pejlerunder er ligeledes vist.

muligt og så tæt på affaldet som muligt, blev der udført et antal perkolatboringer. Boringerne blev udført af to omgange, i første omgang på den østlige del af lossepladsen, i den anden omgang på den vestlige del.

Boringerne på den østlige del af lossepladsen blev udført i perioden 5-7/8 1988 af borefirmaet S.Oil Test, Køge. Der blev ialt udført 4 boringer, hvis placering fremgår af figur 2.6. Boringerne benævnes LG1-4. Da det ofte har været problematisk at gennembore lossepladsfyld med traditionel boregrej (sneglebor), blev boringerne udført med gravemaskine med en specialgrab, som havde kapacitet til at grave huller (med ca. en kvadratmeter i tværsnit) ned til 11 meters dybde.

Ved borelokaliteterne blev der grabbet gennem fyldet til bunden af lossepladsen (på nær LG4), hvorefter der placeredes et 400 mm borerør. Ved boring LG2 var affaldet umættet helt til bunden. Sandlaget under affaldet blev her gennemboret med 400 mm snegl i 400 mm borerøret

til en dybde af en meter under grundvandsspejlet. I borerørene blev der placeret 100 mm PVC filter og forerør (2 meter filter, kvartsbelagt, 0.3 mm slidser) samt et 70 mm PVC forerør som blindrør (til evt. senere udførelse af rammeboring under lossepladsen). Filter og forerør blev skruet sammen. Hulrummet omkring filter og borerør opfyldtes med filtersand no.2 (0,8 - 1,2 mm) til ca 40 cm over filtertop. Herefter et 1,5 meter lag af vasket sand og slutteligt fyldtes der op til terræn med overjord fra lossepladsen. Hullet omkring borerøret fyldtes med det opgravede affald, sluttende med overjord, hvorefter borerøret blev trukket op. Det hele komprimeredes let med overkørsel med gravemaskine, og boringen afsluttedes med aflåseligt brønding med dæksel. Boreprofiler for boringerne LG1-3 kan ses af appendiks 4.

Boring LG4 blev ikke grabbet i bund, da affaldet stort set kun bestod af jordfyld med lidt industriaffald. Udgravningen blev dog udbygget med et plastkar (B50cm x L50cm x H40cm) til opsamling af nedsivende perkolat via et 25 mm forerør (se appendiks 4).

Boringerne på den vestlige del af lossepladsen blev udført for at belyse perkolatkvaliteten for den del af lossepladsen som var opfyldt primært af jord- og bygningsaffald. Boringerne blev udført af borefirmaet Dansk Miljø Data ApS. Der blev ialt udført 6 boringer ved 3 lokaliteter, hvis placering fremgår af figur 2.5. Boringerne benævnes LG5-1, LG5-2, LG6-1, LG6-2, LG7-1 og LG7-2. Da fyldet i denne del af lossepladsen forventes at være umættet, samt at man forventeligt skulle gennembore vandstandsene lerlag under fyldet (udfra oplysninger fra kortlægningsboringerne), besluttedes det at udføre boringerne som rammeboringer. Da rammeteknikken er uegnet til gennemboring af fyld, blev lossepladsen gennemboret med 8 tommers sneglebor. Borehullene blev foret med 125 mm PVC forerør for at hindre sammenstyrtning. Rammeboringerne blev herefter etableret inden i forerøret. Rammerør var 2-tomme galvaniserede jernrør i 200 cm stykker samlet med muffer. Filterenheden var udført som filterenheden vist på figur 2.4, dog i forstørret størrelse med 2-tomme gevind og 30 cm filterlængde. Som slagenhed anvendtes en pneumatisk hammer, som rammede filter og rør ned til den ønskede dybde. LG5-1 adskiller sig fra ovennævnte beskrivelse, idet det ved denne lokalitet var muligt at sneglebore sig helt ned under grundvandsspejlet. I stedet for rammerør og filtre, placeredes her istedet et 40 mm PVC filter og forerør (1 meter filter, 0.5 mm slidser), som blev gruskastet med filtersand no. 2.

En detaljeret beskrivelse i form af boreprofiler for de 6 boringer fremgår af appendiks 4.

To af de tre dybe boringer blev gammalogget af DGU i perioden 5-6/2 1990. Detaljer angående

loggeteknik fremgår af afsnit 2.2.2. Gammalogs er vist i appendiks 5.

2.3. HYDROLOGISKE UNDERSØGELSER

Dette afsnit omhandler de hydrologiske undersøgelser, som anvendes i beregning af perkolatdannelsen, samt vandføringsmålinger fra afvandningsstystemet, opnået ved etablering af overfaldsbygværker. Endelig beskrives de pejlerunder (og tilhørende data) udført i etablerede og eksisterende borer.

2.3.1. Regn

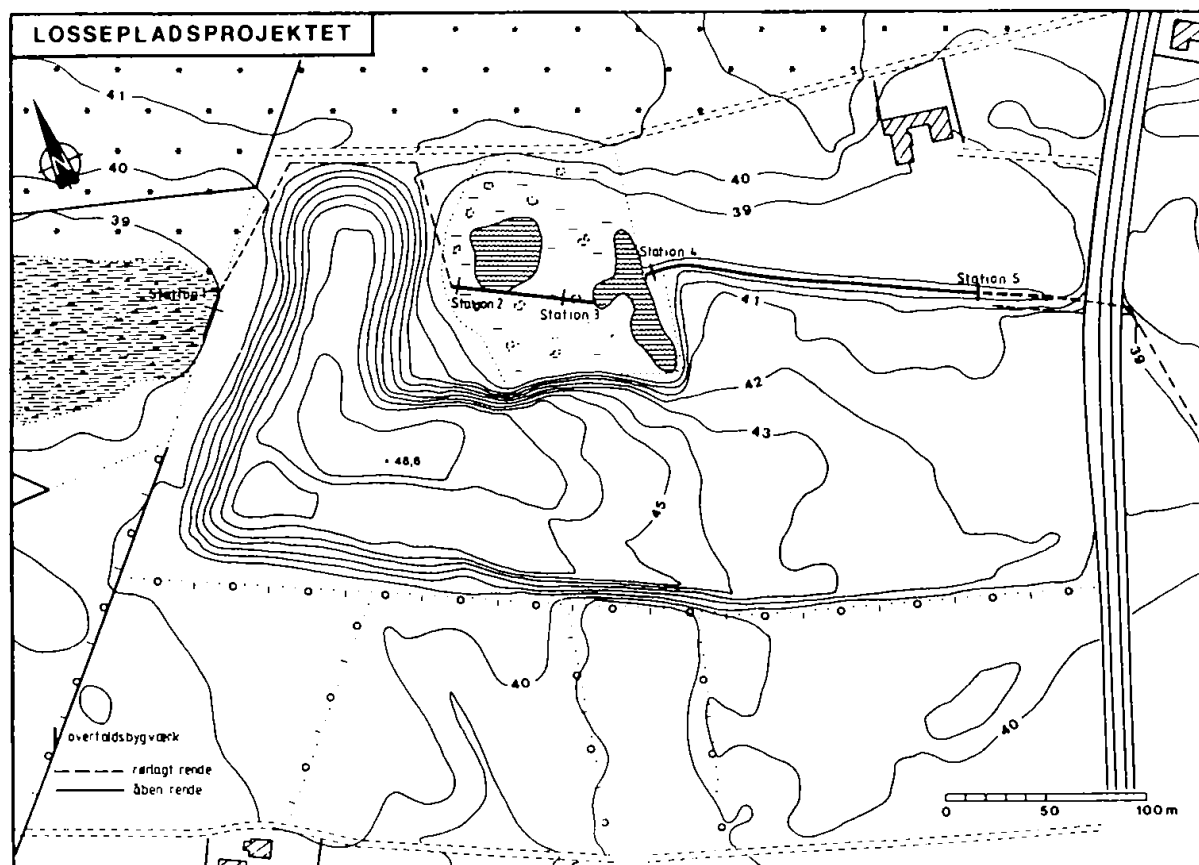
Den tættest beliggende officielle målestation er på Askov forsøgsstation, som ligger i en afstand på 4,0 km fra lossepladsen. Her er målt daglige nedbørsværdier (registrering kl. 24.00). Data kan rekvireres fra Jordbrugsmeteorologisk Tjeneste på Forsøgsanlæg Foulum. I appendiks 6.1 er angivet månedsværdier for perioden 1961 til 1989 samt døgnværdier for årene 1988 og 1989.

På Vejen kommunes rensningsanlæg (afstand til losseplads 1,7 km), registreres nedbøren dagligt (aflæsning omkring kl. 8.00). Nedbør i form af sne er ikke talt med, hvorfor nedbørstal fra måneder med frost er fejlbehæftede. I appendiks 6.2 er angivet månedsværdier fra 1977 til 1989 (måneder med frost er angivet).

For at vurdere geografiske nedbørsforskelle mellem lossepladsen og nærliggende målestationer, blev der på lossepladsarealet etableret en akkumulerende nedbørsmåler. Måleren bestod af en fuld nedgravet 25 l plastdunk påskruet en 20 cm i.d. tragt som placeredes vandret med overkanten ca. 5 cm over en omkringliggende krydsfinerplade. På tragtens tud var fastgjort en slange, der gik ned til bunden af dunken (for at mindske fordampningstab). Måleren blev tømt med ca. en uges mellemrum. Appendiks 6.4 angiver de målte nedbørsmængder.

2.3.2. Fordampning

Fra Askov forsøgsstation haves målinger at den daglige aktuelle fordampning fra en fri vandoverflade. Appendiks 7 gengiver månedsværdier for perioden 1961-1989. Dagsværdier kan erhverves ved henvendelse til Jordbrugsmeteorologisk Tjeneste på Forsøgsanlæg Foulum.

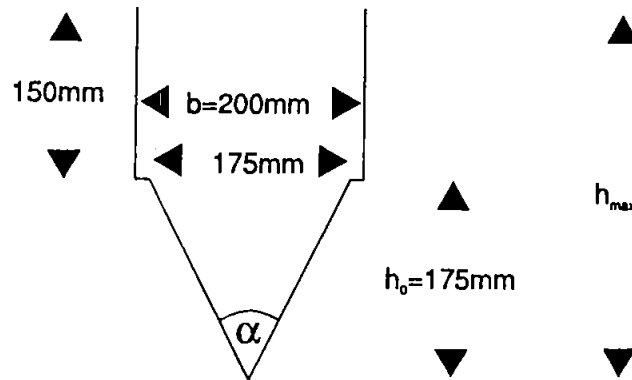


Figur 2.7 Placering af udførte overfaldsbygværker.

2.3.3 Afstrømning

Med henblik på at vurdere hvor store perkolatmængder, der borttransporteres overfladisk via det nordligt beliggende afvandingssystem, samt hvilke dele af lossepladsen der bidrog, etableredes der sommeren 1988, 5 overfaldsbygværker, hvis placering fremgår af figur 2.7. Overfaldene blev lavet af vandfast krydsfiner. Vandføringen var af en størrelse, som gjorde en simpel volumenmåling mulig (opsamling af vandflowet i spand og registrering af måletid med stopur). Der blev således lavet enkeltmålinger ved overfaldsbygværkerne et antal gange i efteråret 1988. Hver volumenmåling blev gentaget 2-4 gange for at sikre en rimelig præcision. De målte vandføringer fremgår af appendiks 8.1. Vandføringsmålingerne blev suppleret med prøvetagning af overfladevandet til vurdering af vandkvaliteten (se afsnit 2.4.1.).

For at opnå en mere præcis og en kontinuert måling af vandføringen ind og ud af systemet, blev overfaldsbygværkerne 1 og 5 ombygget til regulære V-overfald, med tværsnit som vist på figur



Overløbsformel:

$$h < h_0: \quad Q(l/s) = \frac{8}{15} \mu \cdot \tan \frac{\alpha}{2} \cdot \sqrt{2g} \cdot (h(mm))^{5/2} \quad \mu \sim 0,60$$

$$h_0 < h < h_{max}: \quad Q(l/s) = \frac{2}{3} \mu \cdot b \sqrt{2g} h^{3/2} \quad , \mu = 0,632 \left(\frac{b-h/5}{b} \right)$$

Figur 2.8 Benyttet overløbstværsnit i ombyggede overfaldsbygværker i station 1 og 5.

2.8. Overfaldene blev lavet af vandfast krydsfiner med skarpe metal-L-profiler langs overfaldskanten. En flyder blev placeret i et lodret gennemslidset 200 mm PVC-rør banket ned i bundslammet ca 2 meter opstrøms overfaldet. Flyderhøjden (og dermed overløbshøjden), blev i station 1 registreret med en mekanisk vandstandsmåler (type Ott) med skriverpapir til én måneds drift. I station 5 var flyderen tilkoblet en elektronisk vandstandsmåler med tilhørende datalogger af mærket MYLOG fra Dansk Elektronik Design, Århus. I overløbsformlen, som vist på figur 2.8 indgår en overfaldsspecifik konstant, μ , som blev bestemt ved sammenhørende volumenmåling og vandstandsmåling. Derved opnåedes følgende overløbsformel, gældende for begge overfald (og for vandstanden stående under trekantens overside):

$$Q (l/s) = 2.271 \cdot 10^{-5} \cdot (h(mm))^{2,5}, \quad h < 175 \text{ mm}$$

Flere driftsforstyrrelser især for Myloggen (kortslutninger forårsaget af kondensvandsdannelse samt blokering af registreringshjul i niveaumåleren) gjorde, at kun en begrænset del af

måleperioden er vellykket. De vellykkede vandføringsmålinger kan for station 1 og 5 ses i hhv appendiks 8.2 og 8.3.

Vandstandsmålingerne i station 1 og 5 blev suppleret med prøvetagning af overfladevand til vurdering af vandkvalitet som beskrevet i afsnit 2.4.1.

2.3.4 Pejlinger

Med henblik på at vurdere vandskelsforhold i lossepladsen (især øst/vest gående vandskel, da det nordgående perkolat øjensynligt strømmer overfladisk af), samt at vurdere lækageforhold over de lerlag, der er fundet under lossepladsen (Hinsby 1990), blev et antal pejlerunder gennemført. Pejlingerne er af varierende omfang, da flere af de pejlede boringer er lavet løbende. Der er ialt gennemført syv pejlerunder i perioden september 1988 til januar 1990. De pejlede boringer omfatter serierne LP, LG, LGP, PK, LV og LR etableret under dette projekt (se afsnit 2.2), samt udvalgte boringer i serierne P (Lossepladssekretariatet), 100 (DGI), 200 (DGI) og T (DGU) etableret under andre projekter. De etablerende boringer er nivelleret af flere omgange og flere er kontrolnivelleret af DGI i marts 1990. De få væsentlige afvigelser mellem kontrolnivellementel og det oprindelige nivellement der fandtes, er der korrigeret for i pejleresultaterne, som angivet i appendiks 9.1. De målte pejlinger er inddelt i pejlinger for det terrænnære vandspejl, for det sekundære vandspejl (beliggende under eventuel tilstedeværende terrænnære lerlag), samt overfladevand.

2.4 VANDKVALITET

Med henblik på at vurdere perkolatudsivningen blev der taget prøver fra overfladevand og grundvand, til analyse for perkolatindikatorparametre, mens der blev taget perkolatprøver til vurdering af perkolatkvaliteten ved uorganiske og udvidede organiske analyser. Benyttede analysemetoder fremgår af appendiks 14.

2.4.1 Overfladevand

Til vurdering af perkolatudsivningen til det overfladiske afvandingssystem blev der taget prøver til analyse for de simpleste indikatorparametre (ledningsevne og klorid). Der blev især taget prøver sammenhørende med vandføringsmålinger (se afsnit 2.3.3). Enkeltmålinger fra de enkelte

overfaldsbygværker af kloridkoncentrationerne kan ses i appendiks 10.1.

Til en mere grundig vurdering af vandkvaliteten i afvandingssystemet blev der opsat en ISCO model 1680 automatisk prøvetager i station 5 (se figur 2.7). Prøvetagningen gør det muligt, at automatisk udtage 28 prøver sammenhørende med Mylog vandføringsmåling. Prøvetageren blev opsat til at tage én prøve pr. døgn (hver bestående af fire tidsmæssigt ækvidistante delprøver). Prøverne blev analyseret for chlorid. Resultaterne kan ses af appendiks 10.2, hvor det indledningsvist er gengivet de enkelte måleperioders varighed samt tidspunkt for delmængdeprøvetagning.

Indledningsvist var der også planlagt automatisk prøvetagning i station 1, men det usædvanlige tørre år 1989 gjorde opstillingen overflødig, da vandføringen i lange perioder var nul (se appendiks 8.2).

Til vurdering af hvorledes vandkvaliteten ændredes mellem station 4 og 5 (se figur 2.6), blev der den 9/1 1990 gennemført en ledningsevnelog, hvor vandets ledningsevne blev målt for ca. hver 10. meter (udvalgte steder hver 5 meter) mellem station 4 og 5. Resultatet fremgår af appendiks 10.3.

2.4.2 Potentialeboringer

For de potentialeboringer, der er placeret i selve lossepladsen samt langs lossepladsens nordlige afgrænsning, er der ligeledes taget grundvandsprøver for at vurdere vandkvaliteten af det tilsivende perkolat. Disse prøver er suget op ved hjælp af en elektrisk vakuumpumpe, eller en hånddreven vakuumpumpe via en opstilling, som vist på figur 2.3. I appendiks 11 ses analyseresultaterne. Placering af de angivne boringer kan ses af figur 2.1.

2.4.3 Kortlægningsboringer

Som beskrevet i afsnit 2.2.2, er der taget prøver i forbindelse med etablering af kortlægningsboringerne. Alle prøver er i laboratoriet analyseret for klorid, mens et udvalg af prøver ligeledes er analyseret for indikatorparametrene natrium, kalium, calcium, og ammonium. Analyseresultaterne fremgår af appendiks 12, som ligeledes gengiver prøvetagningsdybde samt gennemførte feltmålinger (feltmålingerne fremgår desuden grafisk af appendiks 3).

Tabel 2.3 Oversigt over prøvetagninger fra perkolatboringer

Dato	Boringer omfattet	Parametre
880710	LG1, LG2	Cl
880809	LG1, LG2, LG3	Cl, Na, K, Ca, NH ₄ -N, NVOC, VOC, AOX VOX, GC-Screening
881115	LG1, LG2, LG3	NVOC, AOX, EOX, Methan, Benzen Toluen, Xylener, Ethylbenzen, Naphthalen, Trichlorethylen, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, Tetra- chlorethylen, GC-MS-screening.
890905	LG1, LG2, LG3	pH, Ledn.evne, Alkal., SO ₄ , Cl Na, K, Ca, Mg, NH ₄ -N, Fe, Mn, BI ₅ , COD
891031	LG5-2, LG6-1, LG6-2 LG7-1, LG7-2	pH, ledn.evne, alkal. SO ₄ , Cl, Na, K, Ca, Mg, NH ₄ -N, Fe, Mn, BI ₅ , COD, NVOC, VOC, AOX og VOX. GC-screen på pentan- og æterekstrakt

2.4.4 Perkolatboringer

Der blev gennemført perkolatprøvetagningsrunder på datoerne 9/8 1988, 15/11 1988, 5/9 1989 og 31/10 1989. Hvilke boringer de enkelte runder omfattede samt hvilke parametre der analyseredes for, fremgår af tabel 2.3. I det følgende gives enkelte detaljer vedrørende prøvetagningsrunderne. Benyttede prøveflasketyper, prøvebehandling, fordeling af analyseparametre på flasketyper samt benyttet analyselaboratorium fremgår af appendiks 13.1. Analyseresultater fremgår af appendiks 13.2.

880710:

Prøverne er taget umiddelbart efter etablering af boringerne. Der benyttedes en Grundfoss SP-2 pumpe, hvor prøverne blev taget efter længere tids ren/forpumpning.

880809:

Der benyttedes en Well Wizard membranpumpe (udlånt af DGI), med teflonmebran og slanger specielt designet til prøvetagning for flygtige organiske stoffer. Pumpen har en relativ lav pumpeydelse (typisk 2 l/min) så en grundig forpumpning er vanskelig. Da pumpeydelsen er

regulerbar sænkedes ydelsen, efter en halv times forpumpning, for derved at undgå i blanding af stagnationsvand fra forerøret i prøvevandet.

881115:

Der benyttedes en prototype til Grundfoss MP1 centrifugalpumpe, med teflonslange. Pumpen har en høj pumpeydelse (20-30 l/min) hvorfor forpumpning ikke var problematisk. Pumpeydelsen kan trinløst reguleres, og prøvernes blev taget med lavest mulig pumpeydelse. For fyldning af små målekolber (se appendix) blev et tyndt stykke teflonslange stukket ind i enden af prøveslangen, for derved at opnå et endnu lavere flow.

890905:

Den medbragte Grundfoss MP1-pumpe brød sammen, hvorfor reservepumpen, en Eikelkamp Duplo Super centrifugalpumpe måtte benyttes. For de valgte analyseparametre (makrostofer) er den benyttede Pumpe uproblematisk. Denne Pumpe har dog lavere Pumpeydelse (typisk 1-3 l/min) hvor længere forpumpningstid var nødvendig.

891031:

Der benyttedes Grundfoss MP1-pumpe, se under 881115. pH-målerne blev gennemført i felt umiddelbart efter prøvetagning med et WTW pH 196 pH-meter.

Alle prøver blev afleveret til analyselaboratorium indenfor 24 timer.

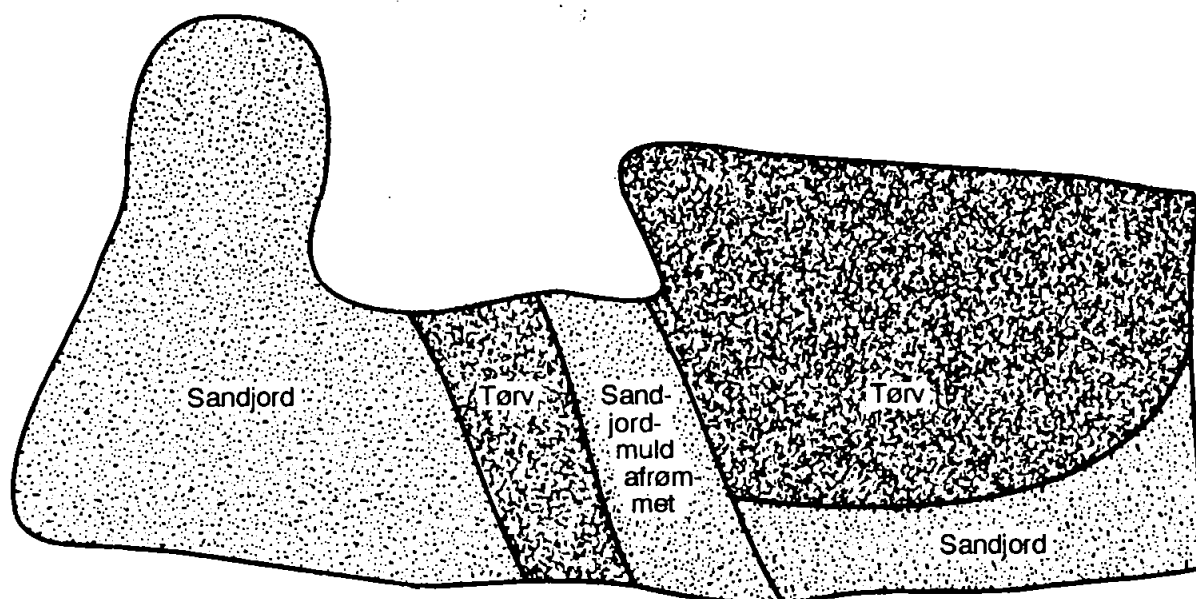
3. LOSSEPLADSENS HISTORISKE UDVIKLING

Dette kapitel summerer baggrundsviden om lossepladsarealet og lossepladsens opfyldning. Kapitlet baserer sig på eksisterende viden i form af rapporter, kort og flyfotos suppleret med diverse interviews som beskrevet i afsnit 2.1. Kapitlet danner baggrund for at forstå nogle af alle de feltobservationer som er beskrevet i kapitel 2, og som diskuteres i de følgende kapitler.

3.1 TIDLIGERE TOPOGRAFI OG AREALBRUG

Lossepladsarealet var, før opfyldningen startede, et relativt fladt areal med terrænoverfladen beliggende i kote 39-40 m. Arealet har bestået af både relativt velafrænende landbrugsområder og mere vandlidende moseområder. Den tidligste detaljerede beskrivelse af området kan ses af kortet fra 1904 gengivet i appendiks 1. Kortet viser at, den østlige del af lossepladsarealet stort set har været ét moseområde. Den midterste del af arealet har været del af en nord-sydgående lavning bestående af moseområder, hvor der i årene har været flere tørvegrave. Det meste af denne nord-sydgående dalstrækning er iøvrigt nu afrænnet og er i dag landbrugsarealer. Den vestlige del af lossepladsarealet var et veldrænnet sandet landbrugsområde.

Mosearealet andel ses iøvrigt at svinde drastisk i tidsrummet fra 1901 til 1955 (se kopi af de gamle kort i appendiks 1), sikkert pga. øget dræning og jordopfyldning i området. Kortene viser dog at der fra 1945 til 1955 er opstået et større vådområde i arealets nordøstlige hjørne. Dette vådområde er gengivet mere detaljeret i appendiks 2 (flyfoto fra 11. maj 1954). Vådområdet er opstået ved intensiv tørvegravning i og efter 2. verdenskrig, specielt i den østlige ende af vådområdet. Aage Wexel, som har været nabo til lossepladsarealet siden han blev født i 1921, fortæller at området indeholdt tørv af god kvalitet, og at der derfor blev iværksat en industriel opgravning. Dette foregik ved en sænkning af vandstanden, i mosen hvorefter tørven blev skovlet op på et transportbånd som transporterede tørven op til terræn. Det anslås fra flere sider at man på den måde nåede ned i ca. 6-7 meters dybde. På grund af optrængende grundvand gennem tørvebunden, måtte man stoppe indvindingen. Aage Wexel fortæller også at der desuden blev gravet tørv på mere privat basis i efterkrigsårene. Flyfotografierne viser iøvrigt, at dele af disse tørvegrave i årene fra 1954 til 1960 er blevet fyldt op antagelig med jord eller aske. Fotografiet fra 19. april 1960 viser således, at den vestlige del af den store tørvegrav er fyldt op. Fotografiet viser også, at der er anlagt et tilkørselsspor til dette område langs lossepladsarealets sydøstlige grænse.



Figur 3.1 Lossepladsarealets oprindelige jordbundsforhold.

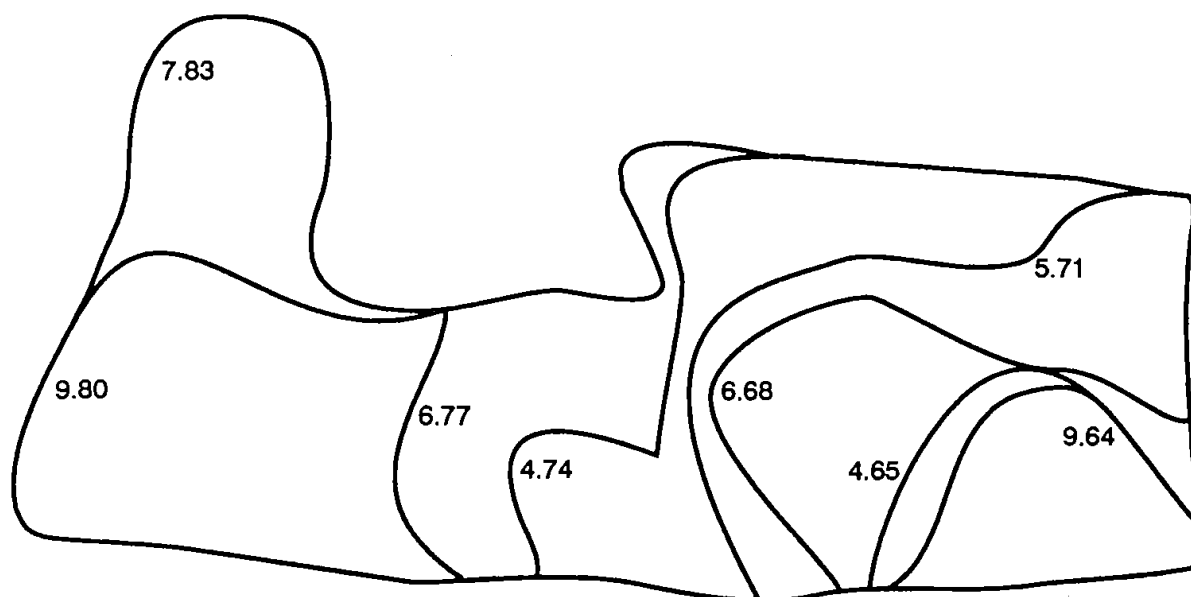
På basis af det foreliggende materiale kan de oprindelige jordbundsforhold og dermed lossepladsens bund beskrives som vist i Figur 3.1. Det skal pointeres at der flere steder i de angivne moseområder som nævnt er gennemført tørvegravning, hvorfor disse områder kan indeholde arealer, hvor de relativ vandstandsene jordlag er fjernet.

Figur 3.1 gengiver også hvorledes moseområderne blev afdrænet før opfyldningen. Figuren viser, at de midterste moseområde via to afgrænsende drængrøfter blev afdrænet mod nord til en vest-østgående drængrøft der gennemskar de nordlige moser, og afvandede disse til den store tørvegrav. Fra den store tørvegrav var der afdræning under Gestenvej gående mod syd-øst til Vejen å.

3.2 OPFYLDNING AF LOSSEPLADSEN

3.2.1 Tidslig udvikling

Vejen losseplads har været i brug i perioden fra 1962 til 1981. I perioden fra 1962 til 1976 fungerede lossepladsen som kommunal losseplads for husholdnings- og industriaffald. Fra 1976 til 1981 har lossepladsen fungeret som kommunal fyldplads og overvejende modtaget jordfyld og



Figur 3.2 Tippeteskæntens bevægelse fra 1964 til 1983.

bygningsaffald, (Ribe Amtskommune, 1985).

På baggrund af flyfotografierne i appendiks 2, kan lossepladsens opfyldningstakt vurderes. På Figur 3.2 er angivet tippeteskæntens bevægelse fra 1964 til 1983. Figuren viser, at tippeteskænten bevægede sig relativt langsomt i perioden fra 1968 til 1971. Dette skyldes at den store 6-7 meter dybe tørvegrav blev fyldt op i denne periode. Figuren viser også, at fyldpladsdelen blev fyldt rimelig hurtigt op (på 5 år).

3.2.2 Affaldsmængder

På basis af Figur 3.2, kommunernes nivellement af lossepladsen (fra februar 1980), samt grundkortet (lavet udfra de seneste flyfotografier), kan de opfyldte affaldsmængder udregnes. Dette er angivet i Tabel 3.1. Figur 3.2 og Tabel 3.1 viser at der ialt er deponeret omkring 210.000 m³ på lossepladsdelen og ca. 135.000 m³ på fyldpladsdelen (begge tal inklusiv slutaftdækning). Den samlede mængde på 210.000 m³ er noget højere end opgivet i Ribe Amtskommune (1985), hvor man kommer frem til et tal på ca. 130.000 m³. En af årsagerne til dette er at der i Ribe Amtskommune (1985) ikke er taget hensyn til opfyldning af tørvemosen, der skønnes af indeholde ca. 40.000 m³. Tabellen viser også at den årlige deponerede mængde generelt er stigende, specielt blev fyldpladsdelen opfyldt hurtigt.

Tabel. 3.1 Vurdering af deponerede affaldsmængder

Periode	Deponeret ¹⁾ totalmængde (m ³)	Gennemsnitlig årlig mængde (m ³)	Gennemsnitlig ¹⁾ tykkelse af depot (m)
62-sept 64	18200	(8100) ²⁾	3,4
sept 64-marts 65	9800	16800	5,9
marts 65-maj 68	42000	13300	5,2
maj 68-april 71	43000	14700	4,7
april 71-april 74	54000	18000	5,2
april 74-maj 77	56000	18200	7,0
maj 77-april 80	86000	29500	5,7
april 80-81	40000	³⁾	5,4

1) Incl. afdækningsjorden.

2) Usikkert tal, det præcise starttidspunkt er ukendt.

3) Det præcise sluttidspunkt er ukendt.

3.2.3 Affaldssammensætning

I perioden fra 1962 til 1976 er der især modtaget dagrenovation, industri- og kemikalieaffald samt bygningsaffald. Dagrenovationen er af den tidligere opsynsmand, Søren Pagh, anslået til at udgøre ca. 80% af affaldsmængden. Industri- og kemikalieaffaldet omfatter (som minimum) følgende fraktioner:

- Bitumenaffald
- Tagpap
- Affald fra produktion af Heparin
- Plastaffald
- Grønsagsaffald
- Aske fra industrielle fyringsanlæg

- Pesticidrester
- Fortyndervæske

Bitumenaffald

Firmaet Phønix har oplyst, at de har deponeret Bitumen i en samlet mængde af ca. 65 tons. Stoffet foreligger opløst i terpentin i petroleum eller benzin, (Ribe Amtskommune, 1985). Affaldet er ankommet til lossepladsen i tromler.

Tagpap

Mængden af deponeret tagpap er ukendt. Der er deponeret fejlproduktioner, afskæringer samt en større mængde efter en brand hos Phønix, (Ribe Amtskommune, 1985). Ved affaldsudgravningerne blev der især fundet tagpaprester ved boring LG3 (se Figur 2.6).

Affald fra produktion af Heparin

Løvens Kemiske Fabrik har oplyst, at der i perioden primo 1966 til ultimo 1976 er deponeret ialt ca. 5150 tons affald fra produktionen af Heparin (et hormonmiddel). Affaldets tidsmæssige fordeling skønnes fra Løvens Kemiske Fabrik at være ca. 10% i perioden 1966 til 1970, ca 30% i perioden 1971 til 1972, og 60% i perioden 1973 til 1976. Affaldet er henlagt vådt emballeret i plastikposer. Den nøjagtige sammensætning kendes ikke, men ca. 10% er mere eller mindre nedbrudt protein fra svinemucosa (der er råvaren ved produktion af Heparin). Ca. 6% er almindelig salt (NaCl). Affaldet kan også indeholde aluminiumsulfat, der har været brugt til fældning af protein, (Ribe Amtskommune, 1985).

Ved affaldsudgravningerne blev der fundet Heparinaffald (stadig emballeret i mere eller mindre intakte plastikposer) i store mængder ved LG4 og i mindre mængder ved LG3 (se Figur 2.6).

Plastaffald

Den deponerede plastaffaldsmængde er ukendt. Affaldet bestod af fejlproduktioner, afkortninger m.m.

Grønsagsaffald bestod af rådne frugter og grønsager samt skræller og andet affald fra konserverfabrikation.

Pesticider

Entreprenør Frank Ebbesen har ved et telefoninterview i 1990, oplyst at han ved sin ansættelse ved en maskinstation i årene 1966-1970, har deponeret pesticidrester på anvisning fra kommunen. Maskinstationen stod for udspredning af bekæmpelsesmidler (pesticider) på landbrugsjorde. De deponerede pesticidrester bestod af frostskaadede midler, som ikke kunne anvendes. Den deponerede mængde er meget usikker, men anslås til at være 5-10 stk 200 liters tromler årligt. Frank Ebbesen oplyser, at deponering også er foretaget af andre før og efter hans egen ansættelsesperiode, og forventer desuden at andre af maskinstationerne i området har udført lignende deponeringerne. Tromlerne er på lossepladsen tippet ned af tipskrænten, nogle i åben stand. I den angivne periode 1966-1970 er tipningen sket ned i den store tørvegrav. Hvilke pesticidtyper der præcis er deponeret er ukendt. Frank Ebbesen oplyser dog, at de i perioden bl.a. anvendte Meta-Systox (Demeton-S-methyl), Bladan (Parathion), Geserol (DDT), hormonmidler (ukrudtsmidler sammensat af forskellige phenoxysyrer) samt kobbersulfat.

Fortyndervæske fra et snedkerværksted er ifølge Terkel Teilmann blev modtaget til deponering.

Udover de ovennævnte affaldstyper er der deponeret slam fra kommunens rensningsanlæg samt sand/slam fra vejbrønde.

3.2.4 Drift af lossepladsen

Hvorledes de forskellige typer affald blev bearbejdet og deponeret afhang af hvorledes opsynsmændene greb sagen an. Der har gennem tiden været skiftende folk ansat som opsynsmænd. I det følgende beskrives de forskellige perioder.

1962-64:

Det har ikke været muligt at interviewe Søren Sørensen, der var opsynsmand i denne periode, da han er død. Deponeringen foregik, som det fremgår af flyfotografierne i appendiks 2 i lossepladsarealets sydøstlige hjørne, så deponeringen formodes at være en simpel udtipning af modtagne affald. Om dele af det modtagne affald blev afbrændt i den pågældende periode vides ikke.

1964 - januar 1969:

Terkel Teilmann som var opsynsmand i denne periode fortæller, at næsten alt brændbart affald

blev afbrændt på pladsen i denne perioden. Dog blev dagrenovation kun afbrændt i begyndelsen, da denne afbrænding gav anledning til mange klager fra naboerne. Olie, tjære og fortynder, der blev modtaget i tromler blev brændt direkte i tromlerne, hvorefter tromlerne blev solgt til en produkthandler. En stor mængde blandet affald fra en brand på Phønixfabrikken, blev tippet ned i tørvegraven. Affaldsjord blev tippet ned på dagsrenovationen, dog blev lerjord smidt på stykket umiddelbart vest for den store tørvegrav (hvor der som nævnt i afsnit 3.1 tidligere er sket opfyldninger). Bygningsaffald blev brugt til anlæg af køreveje oven på lossepladsen.

Februar 1969 - april 1976:

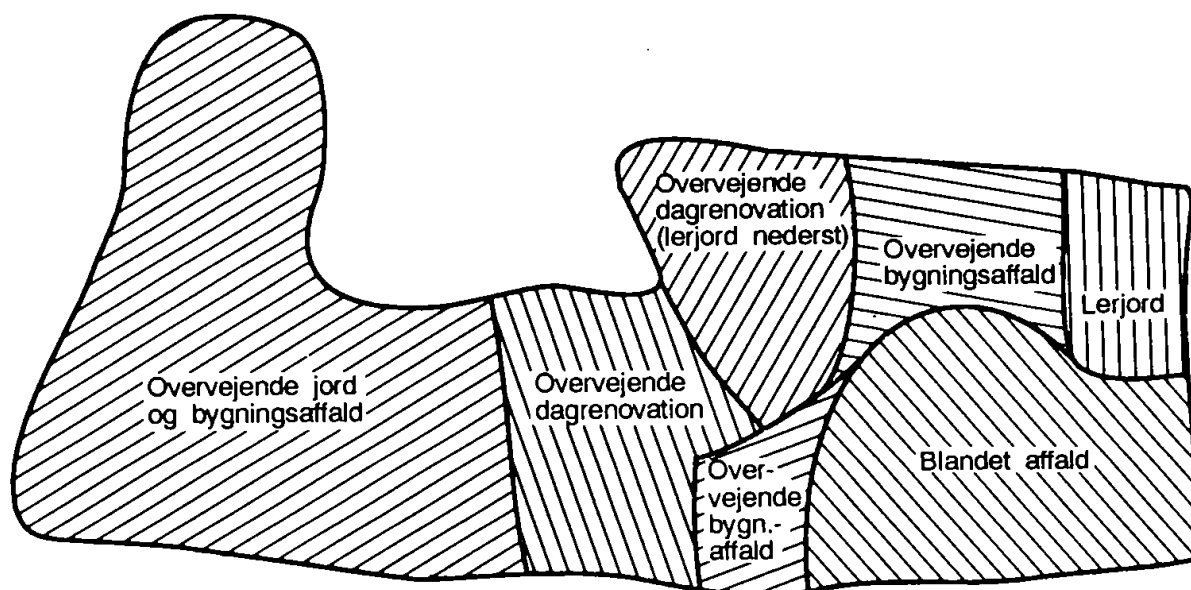
Søren Pagh der var opsynsmand i denne periode fortæller, at visse dele af det brændbare affald også blev afbrændt i hans ansættelsesperiode. Dette bekræftes dog ikke helt at oplysninger fra naboer til lossepladsen. Aage Wexel oplyser således, at der kun meget sjældent blev brændt affald af, i perioden hvor Søren Pagh var opsynsmand.

Den modtagne dagrenovation var ikke emballeret i sække men kom i lastbiler. I denne periode skete der heller ingen kompaktering af affaldet. Den modtagne affaldsjord blev lagt ovenpå dagrenovationen for at undgå flyveaffald. Bygningsaffald blev brugt til anlæg af køreveje.

Det modtagne kemikalieaffald, som kom i tromler blev trillet ned af skrænten. Også de modtagne plastposer med Heparinaffald blev trillet ud over skrænten. Ofte ankom Heparinplastposerne i tønder, som deponeredes som de var.

I denne periode blev det modtagne affald separeret, således at dagrenovationen overvejende blev deponeret i ét område, og bygningsaffald m.m. overvejende i et andet område. Lerholdig jord blev deponeret i arealet nordøstlige hjørne ud til Gestenvej. Fordelingen af diverse affaldstyper fremgår af Figur 3.3, der er udarbejdet efter Søren Paghs anvisninger. De i dette projekt udførte opgravninger af affald, er ikke i konflikt med Figur 3.3.

Hen mod slutning af 1971, hvor den store tørvegrav efterhånden blev fyldt, opstod der problemer med, at vand fra graven blev presset over på den nordlige beliggende ejendom. Derfor blev der lavet et jorddige langs skellet til ejendommen, og samtidig blev den nuværende afdræningsgrøft anlagt, for at reetablere afvandingsvejen under Gestenvej til Vejen å. På samme tidspunkt blev muld og det øverste sandlag på det midterste jordstykke (se Figur 3.1), afrømmet for at anlægge en jordvold ind mod Aage Wexels marker. Volden var ca. 5 meter høj og 10 meter bred i



Figur 3.3 Fordelingen af affaldstyper på lossepladsen.

bunden. Den nævnte afrømning af muld betyder, at der er deponeret dagrenovation direkte oven på frilagt sandjord i dette område.

April 1976 - 1981:

Fra maj måned blev lossepladsen lukket for de fleste typer affald. I denne periode er der således overvejende modtaget jordfyld og bygningsaffald. Heparinaffald er dog som nævnt deponeret i hele 1976, hvilket bekræftigedes af affaldsopgravning ved boring LG4, som ligger på kanten mellem lossepladsen og fyldpladsen. Denne indeholdt netop jordfyld, bygningsaffald samt store mængder Heparinaffald (se appendiks 5).

3.2.5 Afdækning af lossepladsen

Afdækningen af lossepladsen med jord er foregået over flere omgange. Den østligste del af lossepladsen blev først endelig slutaftdækket omkring 1972, medens resten af lossepladsen (eksklusiv fyldpladsdelen), blev slutaftdækket omkring 1978-79. Ved slutaftdækningen oplyser Søren Pagh, at der er brugt 70-100 cm jord. Dette passer godt overens med de opgravninger der er foretaget, lige bortset fra langs lossepladsens nordøstlige grænse op mod afvandingsgrøften, hvor der er meget sparsom afdækning. Opgravningerne har vist at afdækningsjorden i mange tilfælde består af relativ fed lerjord. Efter etablering af slutaftdækningen er der plantet spredte grupper af træer, især fyr.

4. BEREGNING AF PERKOLATMÆNGDER

I dette kapitel beregnes hvor meget perkolat, der er dannet på lossepladsen siden lossepladsen startede. Beregningen foregår vha en computermodel af det umættede toplag og beskrives i første afsnit. Dernæst beskrives de benyttede lokaldata, i form af nedbør og fordampning. I sidste afsnit præsenteres og diskuteres de beregnede nedsivningsmængder og deraf afledende perkolatmængder.

4.1 BEREGNINGSMETODE

Lossepladsen er stort set overalt dækket af 80-100 cm lerholdig jord, som alle steder er bevokset med træer og ukrudt. Som udgangspunkt for en vurdering af hvor meget perkolat, der er dannet, må det beregnes hvor stor en del af nedbøren der siver ned gennem toplaget og ned i affaldet.

4.1.1 Nedsivningsmodel

Til beregning af nedsivningen benyttes en umættet zone model, som er udviklet på ISVA (Jensen, 1983 og 1986). Modellen tager udgangspunkt i at vandets strømning er fuldstændig lodret. Strømningsmodellen er da (Jensen, 1986):

$$C \frac{\partial \Psi}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) - \frac{\partial K}{\partial z} - S$$

hvor

Ψ : Kapillartryk

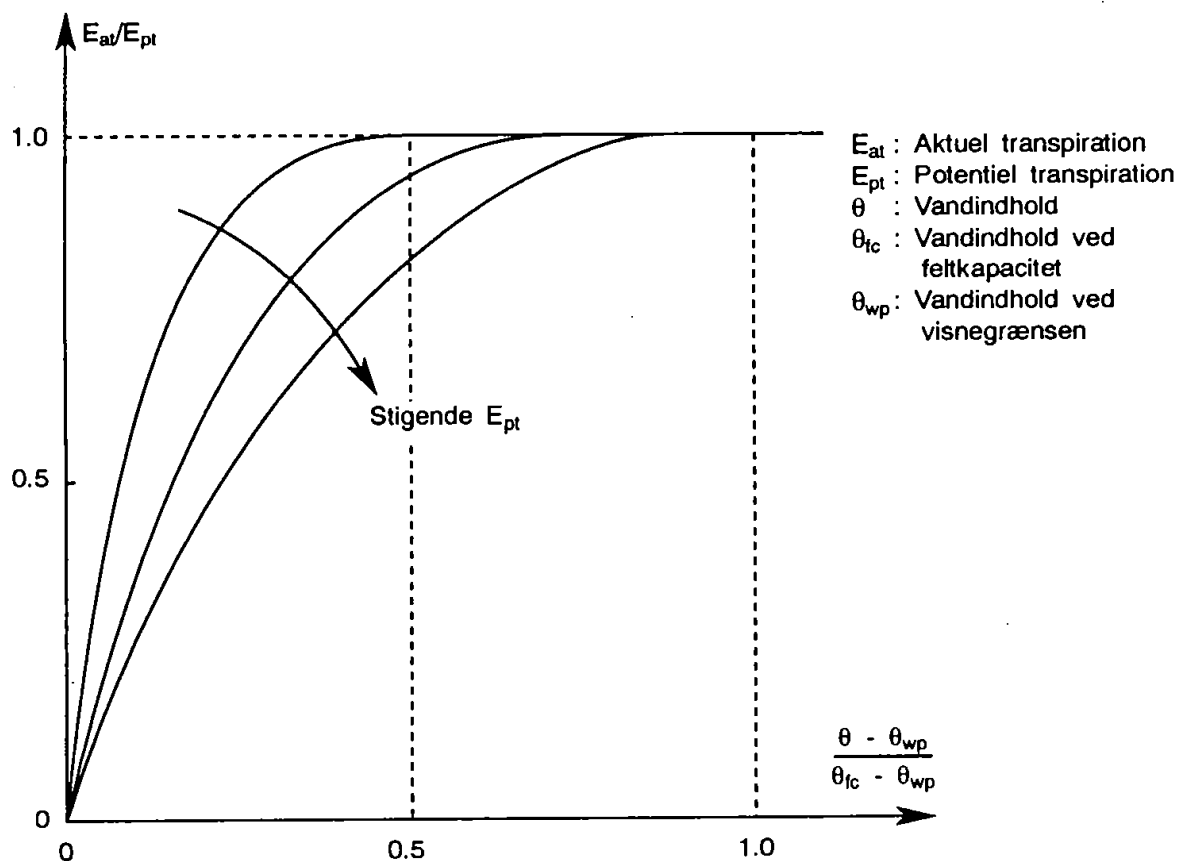
C : Vandindhold

K : Hydraulisk ledningsevne

S : Drænled repræsenterende rodoptag

z : Lodret koordinat (positiv nedad)

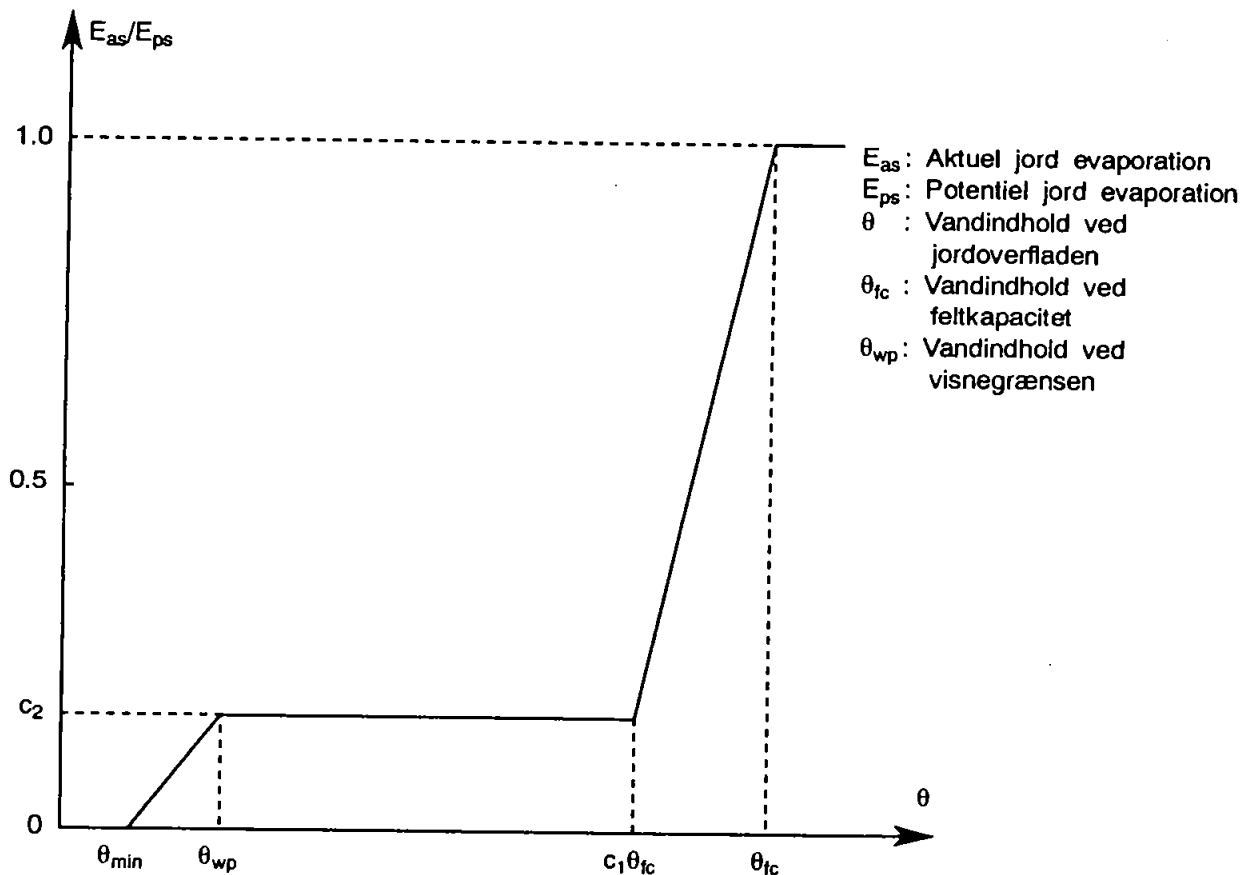
t : tid



Figur 4.1 Relativ transpiration som funktion af vandindhold og potentiel transpiration (efter Jensen, 1986)

To sammenhænge er nødvendig at kende før ovennævnte ligning kan løses, nemlig sammenhængen mellem vandindhold, θ og kapilartrykket ψ , og sammenhængen mellem hydraulisk ledningsevne, K , og vandindhold, θ .

Beregningen af evapotranspirationen baserer sig på målte værdier af den daglige potentielle evapotranspiration. Disse værdier opdeles i én fraktion, E_{pt} , som er tilgængelig for jordfordampningen og én fraktion, E_{at} , der er tilgængelig for plantetranspiration og fordampning af interception (den del af nedbøren, der sætter sig på blad- og stængeloverflader, hvorfra det fordamper direkte). Opdelingen af den potentielle evapotranspiration i de to fraktioner gøres ud fra vegetationstype (nærmere bestemt bladarealindex), ligesom interceptionskapacitetet (i mm) beregnes ud fra bladarealindex.



Figur 4.2 Relativ jord evaporation som funktion af vandindhold (efter Jensen, 1986).

I modellen anvendes fordampningsbehovet (E_p) først til fordampning af interceptionsvandet og er dette ikke stort nok, resten til transpiration. Fordampningsbehovet kan kun imødegås hvis vandindholdet i rodzonen er tilstrækkelig. Ved lavere vandindhold forudsiges den aktuelle transpiration (rodoptagelse) vha sammenhængen beskrevet i figur 4.1. Denne sammenhæng anvendes i alle beregningspunkter i rodzonen, og de opnåede værdier bliver derefter multipliceret med en fordelingsfunktion, der tager hensyn til rodoptagelsesmønstret i rodzonen.

På samme måde reduceres den aktuelle jordfordampning, E_w , i forhold til den potentielle værdi, E_{ps} , ved vandindhold lavere end markkapaciteten vha sammenhængen beskrevet i figur 4.2.

Det beregnede evapotranspirationstab introduceres i tabsleddet i transportligningen (1). Der tages ikke hensyn til andre tab i modellen (overfladisk afstrømning ses der således bort fra).

4.1.2 Perkolatdannelse

De beregnede nedsivningsmængder varierer erfaringsmæssigt meget over året. Der vil dog formentlig ske en vis dæmpning af variationerne under perkolatets transport ned gennem affaldslagene. Beregninger af denne umættede transport kunne i princippet gennemføres vha en umættet zone model som den i 4.1.1 beskrevne. Problemet er dog, at få repræsentative fysiske data for affaldet, hvorfor en beregning kun vil give grove skøn, (Christensen et al., 1982). Det største problem er dog nok affaldets store inhomogenitet, som kan betyde af perkolatet løber i kanaler.

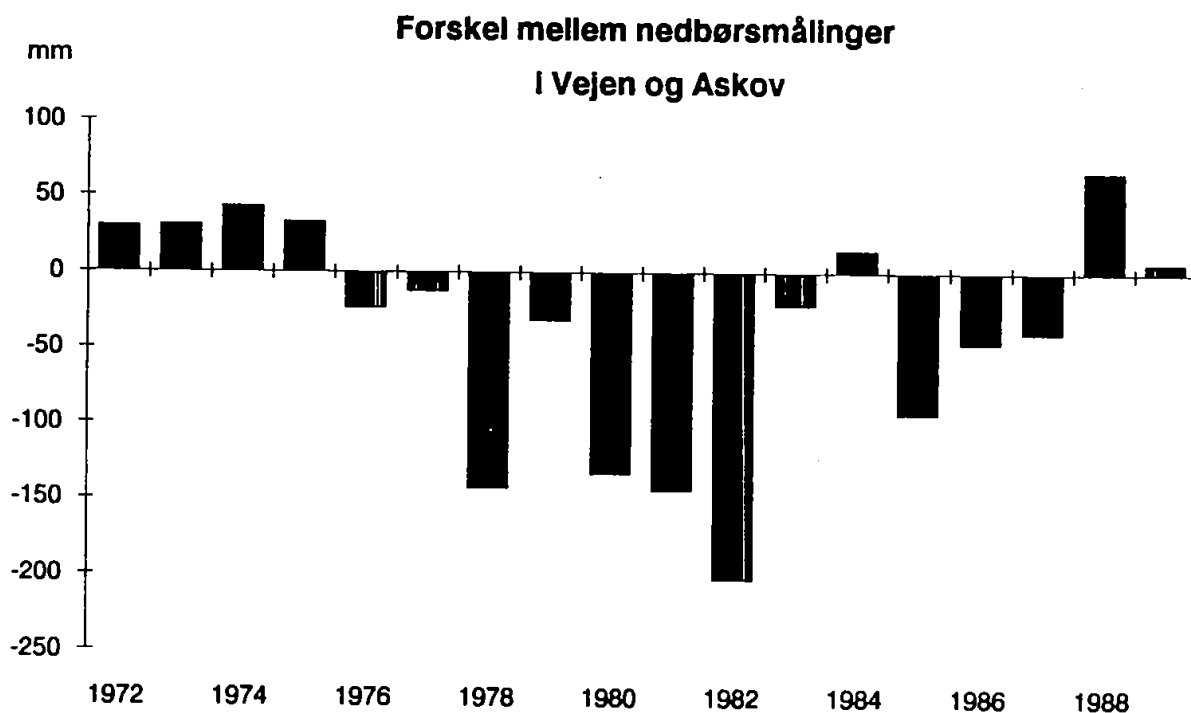
Det meste affald er ved udlægning mere eller mindre tørt. Affaldet vil derfor optage vand indtil dets markkapacitet er nået. Beregninger i (Christensen et al., 1982) viser, at det maksimale vanddeficit for dagrenovation kan varierer meget, typisk mellem 140 og 520 mm pr. meter opfyldt affald. Den store variation i vanddeficit gør en vurdering af, hvor hurtigt perkolatdannelsen starter ekstra usikker.

Under lossepladsens opfyldning ligger affaldet umættet eller med et tyndt lag afdækningsjord, men uden bevoksning. Fordampningen er derfor i disse perioder minimal, hvorfor nedsivningen til affaldet i opfyldningsperioden er større end beregnet vha nedsivningsmodellen.

De ovennævnte ting gør en vurdering af af hvor hurtigt der sker perkolatdannelse, samt hvor meget nedsivningsvariationerne bliver dæmpet ned gennem affaldet, meget usikker. Vurderinger i (Christensen et al., 1982) giver typisk tider på ½-1 år efter opfyldningsstart, før perkolatdannelsen starter. Responstiden, før en forøget nedsivning giver sig udslag i en tilsvarende forøget perkolatdannelse, anslås til et par uger. Vurdering af den årlig perkolatdannelse for de senere år kan således basere sig på nedsivningsmængderne beregnet vha den umættede zone model.

4.2 NEDBØR OG EVAPOTRANSPIRATION

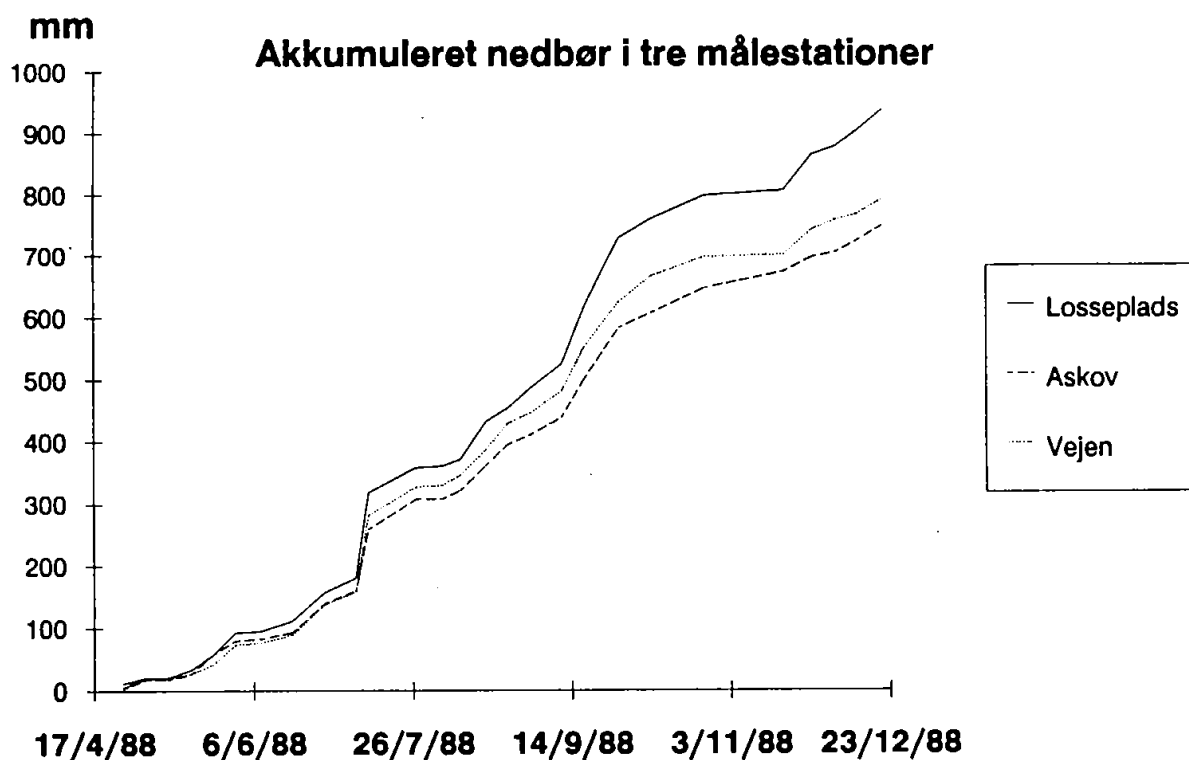
Som beskrevet i kapitel 2, er der indhentet nedbørsdata fra tre nedbørsstationer, nemlig Askov Forsøgsstation, Vejen Renseanlæg samt en akkumulerende måler, installeret på selve lossepladsen.



Figur 4.3 Forskel i årlig målt nedbørsmængde mellem Vejen og Askov.

I nedsivningsberegningerne er dataserien fra Askov benyttet fremfor dataserien fra Vejen Renseanlæg, da Askov omfatter hele lossepladsens levetid, og er udført af en til formålet anerkendt institution. Figur 4.3 viser forskellen i årlig målt nedbørsmængde mellem Vejen og Askov i perioden 1972-89. Figuren viser, at nedbørsmålingerne fra Vejen er fejlbehæftede, eftersom forskelle på op til 200 mm ikke kan forklares ved den geografiske variation i nedbør. Dette understreger at målingerne fra Askov bør benyttes i nedsivningsberegningerne.

I beregningerne er benyttet ukorrigerede nedbørsdata. Der er således ikke korrigeret for målertab grundet turbulens omkring regnmåleren. Figur 4.4 viser den akkumulerede nedbørsmængde i måleren på lossepladsen, sammenlignet med beregnede akkumulerede mængder i hhv Vejen og Askov. Figuren viser, at der måles større nedbørsmængder i den akkumulerede måler (ialt 19% mere). Det er usandsynligt, at forskellen skyldes enkeltstående fejlmålinger i den akkumulerende måler, da kurverne følges pænt ad. Forskellen skyldes formentlig istedet, at der kan ses bort fra målertab ved den akkumulerende måler, da denne måler var installeret i terrænniveau (se afsnit 2.3.1 for detaljer). I (Christensen et al., 1982) opgives således, at der typisk kun opfanges 85% af den faldne nedbør i traditionelle nedbørsmålere.



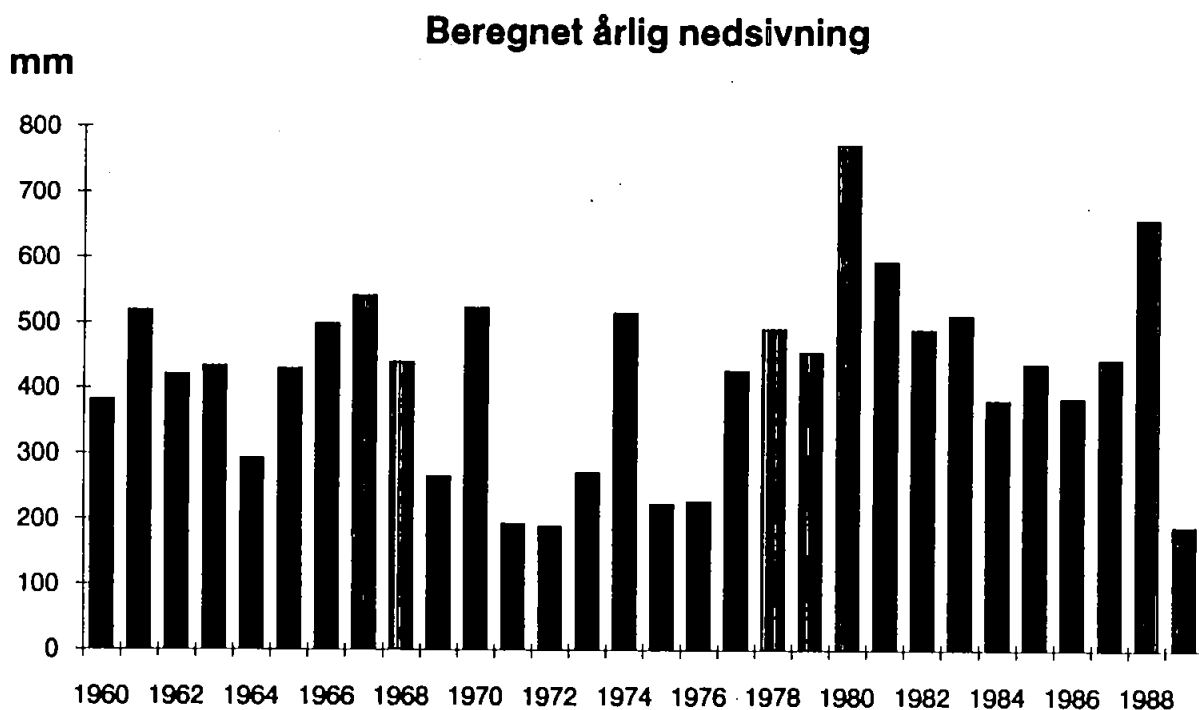
Figur 4.4 Akkumulerede nedbørsmængder i måleren på lossepladsen sammenlignet med beregnede akkumulerede nedbørsmængder i målene i hhv. Askov og Vejen.

I beregningerne benyttes målte daglige værdier af den potentielle evapotranspiration fra Askov forsøgsstation.

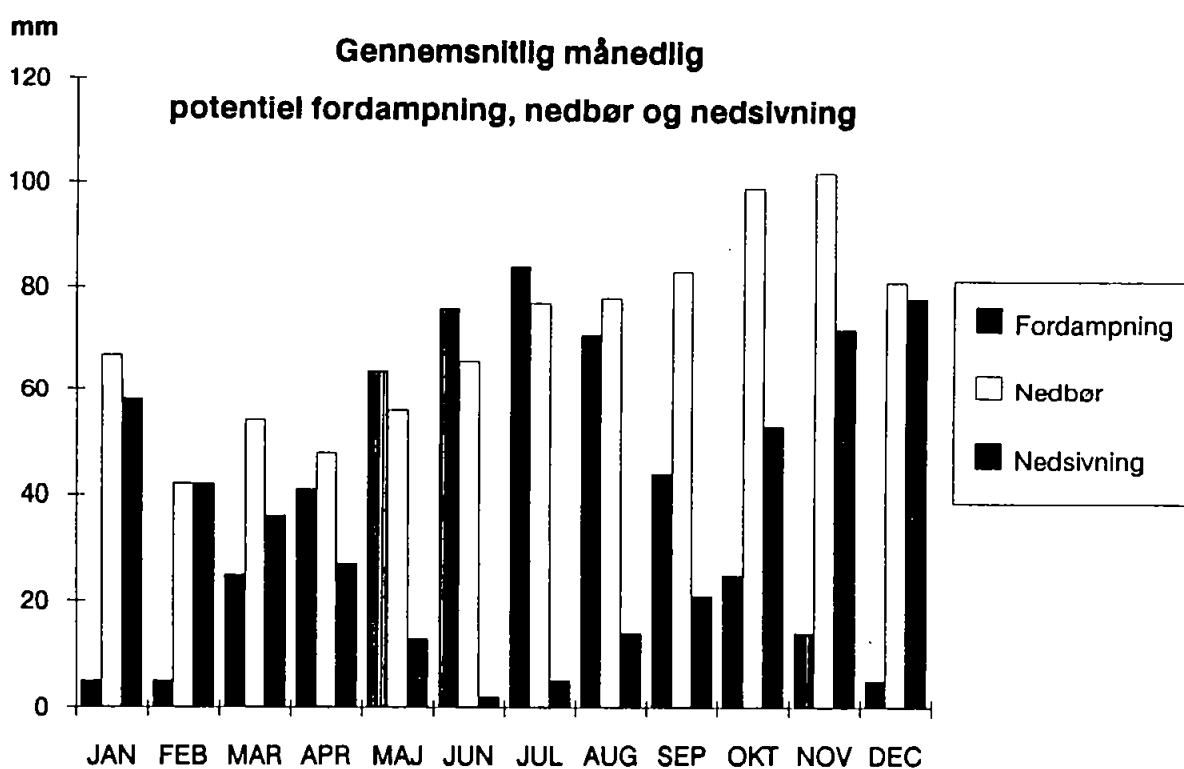
4.3 NEDSIVNINGSMÆNGDER

Den i afsnit 4.1 beskrevne model er benyttet til at beregne månedlige nedsivningsmængder i perioden 1960-89. De benyttede inddata samt andre modelkarakteristika er givet i appendiks 15. Modelkørslerne er udført på ISVA ved Karsten Høgh Jensen.

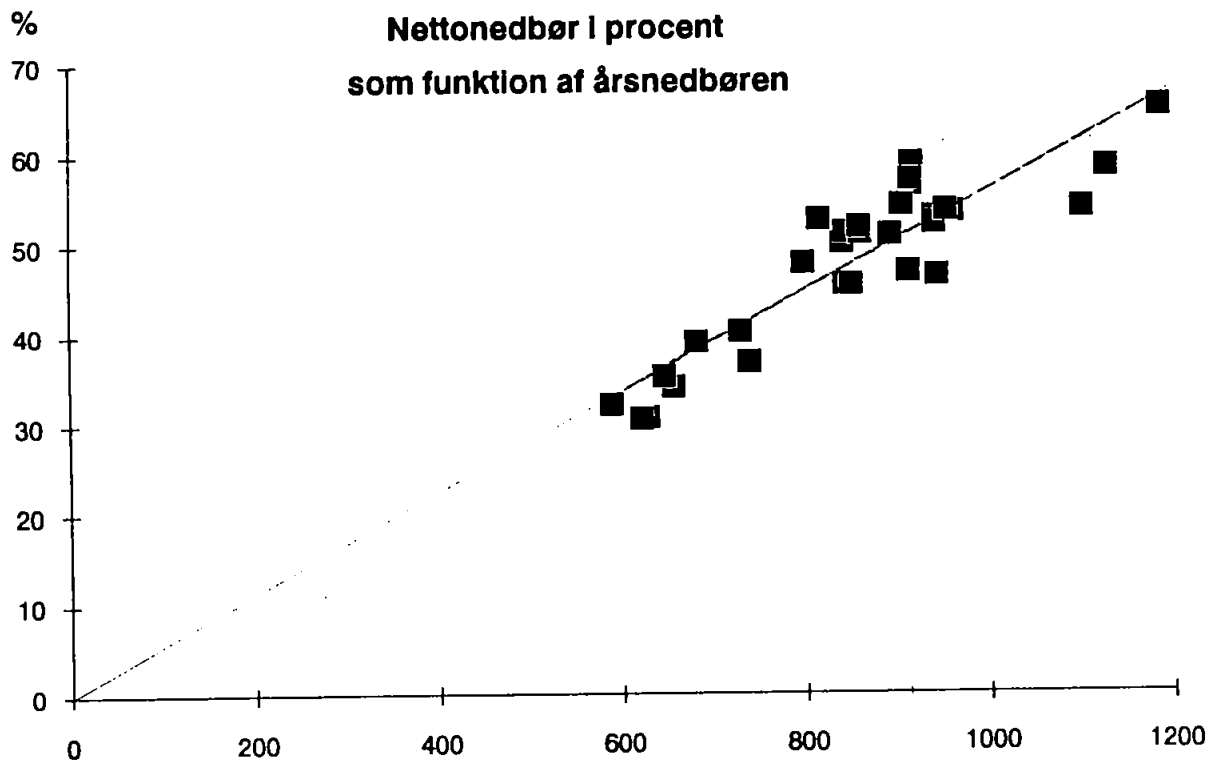
Resultaterne af nedsivningsberegningerne er summeret i figur 4.5 og 4.6. Figur 4.5 viser, at der er meget stor spredning i nedsivningsmængderne fra år til år. Den årlige værdi varierer således fra 190-775 mm med en gennemsnitlig værdi på 420 mm. Figur 4.6 viser, at nedsivningen er praktisk talt neglicibel om sommeren, og at nedsivningen topper i månederne november, december og januar. Nedbørsmønstret i 1989 afveg dog betydeligt fra det gennemsnitlige mønster, idet nedsivningen ifølge nedsivningsmodellen var neglicibel fra maj og helt frem til



Figur 4.5 Beregnet årlig nedsivning i perioden 1960 - 1989



Figur 4.6 Gennemsnitlige månedslige værdier (i mm) af potentiel fordampning, nedbør og beregnet nedsivning i perioden 1960 - 1989.



Figur 4.7 Nettonedbøren i procent af totalnedbøren som funktion af totalnedbøren.

november måned (se appendiks 15).

En beregning af hvor stor en andel af nedbøren, der siver ned til affaldet viser, at denne udgør fra 30 til 65% af årsnedbøren, generelt størst i år med høj nedbør og lavest i år med lav nedbør. I figur 4.7 er netto nedbøren i procent af årsnedbøren afbilledet som funktion af årsnedbøren. Figuren viser også den udregnede regressionslinie. Det skal bemærkes, at linien ikke er tvunget gennem 0,0. Figuren kan benyttes til et skøn for kommende år på den årlige nedsivning til affaldet, når den totale nedbørsmængde er kendt. De største afvigelser fra regressionslinien er på 60-80 mm, hvilket skønnes at være acceptabelt med de usikkerheder der i forvejen ligger i beregningsformlen.

De beregnede nedsivningsmængder (i mm) vil indgå i den samlede vurdering af perkolatbelastningen (i m³/år og kg chlorid/år) af grundvandet, som er beskrevet i afsnit 6.4.

5. PERKOLATKVALITET

I dette kapitel gives en vurdering af perkolatets kvalitet. Der fokuseres både på de almindelige uorganiske parametre samt generelle organiske parametre (BOD,COD) der normalt benyttes ved en vurdering af perkolatkvalitet. Den fundne kildestyrke sammenlignes med hvad der er fundet ved andre danske lossepladser. Perkolatets indhold af specifikke stoffer beskrives også. Kvalitetskarakteriseringen opdeles for alle parametre i én del gældende for lossepladsen, og én del for fyldpladsen. Til slut i kapitlet gives en kvalitativ skøn på perkolatkvalitetens fortid og fremtid.

5.1 UORGANISKE OG GENERELLE ORGANISKE PARAMETRE.

5.1.1 Lossepladsen

De tre perkolatboringer LG1-3 som er etableret i lossepladsdelen (se figur 2.6) er hver prøvetaget tre gange (dog ikke med samme parametervalg hver gang). Der kan på dette grundlag ikke siges noget statistisk om en eventuel tidlig udvikling i perkolatkvaliteten. Fra kendskab til tidligere undersøgelser forventedes der dog ikke de store ændringer i perkolatkvaliteten over en ét-årig periode for affald af den alder (15-20 år gammelt). Der observeres heller ikke de store forskelle i kvaliteten imellem de tre prøvetagningssteder, dertil er aldersforskellen på affaldet de tre steder formentlig for lille (deponeringstidspunktet for LG1,2 og 3 skønnes ud fra figur 3.2 til at være henholdsvis 1969-70, 1976 og 1976-77). De gennemsnitlige observerede værdier samt det observerede interval for de uorganiske og generelle organiske parametre er gengivet i tabel 5.1, der således kan betragtes som et skøn over perkolatkvaliteten for lossepladsdelen. I tabellen er ligeledes givet tilsvarende koncentrationsintervaller fundet ved en sammenlignende undersøgelse af 12 amtskommunale lossepladsundersøgelser (Lindhardt, 1990), samt typiske tal for gammelt svagt perkolat, beskrevet på indsamlede data fra danske kontrollere lossepladser (Christensen et al., 1985). Tabellen viser at perkolatet fra Vejen Losseplads er noget kraftigere end fundet ved de amtskommunale undersøgelser. Dette kunne bl.a. skyldes at der fra perkolatboringerne i Vejen Losseplads prøvetages ufortyndet perkolat, hvor der i flere af boringerne i de amtskommunale undersøgelser er sket opblanding med uforurennet grundvand. Sammenlignes de gennemsnitlige perkolatkoncentrationer med de typiske tal for gammelt svagt perkolat er der rimelig overensstemmelse, bortset fra BI5, COD og BI5/COD som er noget mindre ved Vejen Losseplads. Dette kan skyldes at Vejen Losseplads

Tabel 5.1 Gennemsnitlige koncentrationer og observerede koncentrationsintervaller for lossepladsdelen. Til sammenligning er også givet værdier fra litteraturen.

Parametre	Gennemsnitlig værdi	Observeret koncentrations område	Observeret koncentrations- område ved 12 udvalgte pladser ²⁾	Typiske tal for gammelt svagt perkolat ³⁾
pH	6,8	6,7- 6,9	6,6 - 8,2	-
Konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6330	5450-7600	550-11.000	2500
Alkalinitet (mmol/l)	43	34-59	18-34	-
Sulfat (mg/l)	<5	<5	<5-880	10
Chlorid (mg/l)	800	420-1200	30-1400	1000
Natrium (mg/l)	510	380-680	190-1400	500
Kalium (mg/l)	180	70-360	75-150	100
Ammonium (mg/l)	230	140-450	0,1-120	200
Calcium (mg/l)	300	240-330	160-210	80
Magnesium (mg/l)	60	50-80	-	100
Jern (mg/l)	65 ¹⁾	0,5-86	0,3-56	20
Mangan (mg/l)	4	2-6	0,3-10	10
BI5 (mg/l)	40	10-60	8-60	200
COD (mg/l)	460	240-710	90-1200	1000
BI5/COD	0,08	0,04-0,11	-	0,2
NVOC (mg/l)	250	90-520	27-370	-
Methan (mg/l)	20 ¹⁾	1-22	-	-

1) Værdier fra boringen LG-2 er ikke medtaget i gennemsnitsberegningen

2) Fra Lindhardt (1990)

3) Fra Christensen et al. (1985)

er betydelig ældre end de kontrollerede lossepladser som de typiske tal fra (Christensen et al., 1985) er taget fra.

De observerede perkolatkvaliteter viser i øvrigt at lossepladsen er i den methanogene fase, kendetegnende ved nær neutrale pH-værdier, lave BI5/COD-forhold, høje indhold af opløst methan, samt at de lave indhold af fede syrer (se GC-MS-screeningen i appendiks 13.4). Det underbygges yderligere af de observerede høje ammonium, jern og mangan-koncentrationer, der opstår under anaerobe forhold. De lave jern- og methankoncentrationer der blev fundet i perkolatet fra boring LG2 (se appendiks 13.2) skyldes antageligt en luftning/afgasning af perkolatet under prøvetagningen. LG2 havde så lav ydelse at boring tømtes for perkolat under forpumpning/prøvetagning. Under den efterfølgende tilstrømning blev perkolatet således luftet i den umættede gruskastning omkring filtret. En sådan luftning vil oxidere det indeholdte ferrojern samt strippe methanindholdet af.

De fundne methankoncentrationer på ca. 20 mg/l svarer til ligevægtskoncentrationen med et methanpartialtryk på 50-60%. Beregningen forudsætter en temperatur på 10°C og et samlet tryk på 1,1-1,2 atmosfære. (Prøverne i LG1 og LG3 er taget henholdsvis 1 og 2 meter under vandspejlet i boringen). Det beregnede methanpartialtryk svarer til hvad der måles i lossepladsgas fra lossepladser i den methanogene fase, (Kjeldsen & Christensen, 1987).

5.1.2 Fyldpladsdelen

Som beskrevet i kapitel 2 er der etableret tre boringer (LG5, LG6-1 og LG7-1) i det mættede sandlag umiddelbart under fyldet. Disse boringer er prøvetaget hver én gang. Analyseresultaterne for boring LG6-1 og LG7-1 fremgår af appendiks 13.2. Boring LG5-1 var (som nævnt i kapitel 2) udført i 40 mm PVC. I boringen stod ved prøvetagning kun 30 cm slamfyldt vand i en dybde af 9,3 m under terræn. Disse forhold gjorde at en egentlig pumpning ikke kunne gennemføres med det tilrådighed værende udstyr. I stedet blev en prøve taget med en vandhenter. Denne prøve blev alene analyseret for chlorid, og viste et relativt lavt indhold på 103 mg/l.

Analyseresultaterne fra de to perkolatboringer viser ret forskellige værdier. Den største påvirkning ses i LG6-1, hvor der ses højt indhold af sulfat (670 mg/l), hvilket før er set på fyldpladser (bl.a. på grund af indholdet af bygningsaffald) og et moderat indhold af chlorid (380

mg/l). Et relativt højt indhold af ammonium (187 mgN/l) tyder på en vis biologisk aktivitet. LG5-1 er kun påvirket i mindre grad (chlorid 130 mg/l, sulfat 43 mg/l og ammonium 11 mgN/l). I begge borerne findes meget lave BOD/COD-forhold ($< 7\%$) og relativt høje COD-værdier (hhv 110 og 290 mg/l). Disse værdier skal dog tages med stort forbehold, idet det under prøvetagningen viste sig, at borerne var blevet kontamineret med skæreolie hidrørende fra gevindskæring af forerørene. Dette afslørede ved en kraftigt lugt af skæreolie fra prøverne (se iøvrigt afsnit 5.2.2).

Generelt viser analyserne fra de tre borerne en beskeden perkolatstyrke, som er betydelig lavere end fra lossepladsdelen. Desuden indikere analyserne at perkolatstyrken varierer betydeligt fra sted til sted.

5.2. SPECIFIKKE ORGANISKE ANALYSER

5.2.1 Lossepladsdelen

Indledende GC-screeninger af prøver taget fra LG1-3 viste indhold af et stort antal toppe (se appendiks 13.3). Dette bekræftigedes også af NVOC- og AOX-analyser på de samme prøver, der viste indhold på hhv 120-520 mg/l og 270-450 $\mu\text{gCl/l}$ (se iøvrigt appendiks 13.2). På baggrund af dette blev der udført en udvidet analyse på nye prøver (fra 15/11 88) omfattende GC-MC-screening samt specifikke analyser for samleparametre, aromatiske hydrocarboner og chlorerede opløsningsmidler. Analyserne blev udført på Vandkvalitetsinstituttet. GC-MS-screeningen indeholdende metodebeskrivelse, identificerede stoffer og deres koncentrationer samt kromatogrammer m.m. er vist i appendiks 13.4. Resultaterne af de specifikke analyser fremgår af appendiks 13.2. I det følgende skal de specifikke organiske (samt samleparametre), kort kommenteres.

AOX-værdierne viser ikke den store variation. Koncentrationsområdet er fra 270-450 $\mu\text{g/l}$, højest for boring LG3.

Alkylbenzener (benzin, toluen, xylener, naphthalen) er påvist i relativt høje koncentrationer, specielt xylener som i boring LG1 og LG3 var 500 $\mu\text{g/l}$ og 320 $\mu\text{g/l}$ (se iøvrigt appendiks 13.2). Indholdet af alkylbenzen i LG2 er betydelig lavere. Det kan skyldes en kombination af to ting; dels var det overvejende dagrenovation der var deponeret i området omkring LG2, dels kan der

være sket et betydelig tab af de flygtige stoffer under prøvetagning (se diskussionen i afsnit 5.1.1).

Det observerede alkylbenzen-indhold er typisk for indholdet i perkolat fra gamle blandede lossepladser og afspejler udbredt deponering af tjære og olieaffald i kombination med et ubetydeligt nedbrydningspotential for de pågældende stoffer under de methanogene forhold, der hersker i lossepladsen.

Chlorerede opløsningsmidler (Trichlorethylen, tetrachlorethan og tetrachlorethylen) er påvist i meget lave koncentrationer nær detektionsgrænsen (alle analyser under $0,5 \mu\text{g/l}$, de fleste under $0,05 \mu\text{g/l}$). Dette kan afspejle, at der ikke er deponeret disse stoffer i betydelig mængde på lossepladsen, men kan også skyldes at de nævnte stoffer bliver nedbrudt i lossepladsens methanogene miljø.

Phenoler, især phenol, cresoler og xyenoler er påvist i koncentrationer fra $10\text{-}320 \mu\text{g/l}$. De pågældende stoffer ses ofte i lossepladsperkolat, endda ofte i højere koncentrationer (Schultz & Kjeldsen, 1986), og består formentlig af anaerobe nedbrydningsprodukter fra diverse organiske materialer.

Diverse fedtsyrer er påvist i lave koncentrationer ($6\text{-}200 \mu\text{g/l}$) og afspejler at affaldet er i et aktivt methanogent miljø hvor dannede fedtsyrer bliver omdannet til methan og kuldioxid. Der er iøvrigt som forventeligt fundet de højeste værdier i LG2, hvor affaldet næsten udelukkende var dagrenovation.

Pesticidet MCPP (mecoprop) blev påvist ved GC-MS-screeningen i koncentrationer fra $72\text{-}850 \mu\text{g/l}$ (højest i LG3). Dette stof hører til phenoxysyrerne, som er en meget anvendt stofgruppe som herbicider. Dette og de beslægtede stoffer, MCPA og dichlorprop er også fundet i perkolat fra andre diverse lossepladser, (Schultz & Kjeldsen, 1986 og Vandkvalitetsinstituttet, 1984).

Af andre påviste stoffer kan nævnes oxygenholdige forbindelser, aromatiske carboxylsyrer (se appendiks 13.4), iøvrigt stoffer som før er fundet i lossepladsperkolat (Schultz & Kjeldsen, 1986) og er formentlig almindelige anaerobe nedbrydningsprodukter.

5.2.2 Fyldpladsdelen

På prøverne fra boring LG6-1 og LG7-1 er der udført analyse for organiske samleparametre (NVOC, VOX, AOX og VOX) på VKI samt GC-screening på pentanekstrakt på LtH. (se appendiks 13.2 og 13.5). Samleparametrene (VOC og VOX) viser, at der er et meget lavt indhold af flygtige stoffer. Dette bekræftiges af GC-screeningen, hvor der ikke fandtes toppe i kromatogrammerne (udover de interne standarder). Derimod blev der fundet overraskende høje indhold af AOX specielt i sammenligning med NVOC-indholdet. Forklaringen på dette skal formentlig findes i en kontaminering af prøverne med skæreolie hidrørende fra gevindskæring af forerørene. Ved prøvetagningen blev der observeret en kraftig skæreolielugt fra pumpevandet, specielt i starten af forpumpningen. Lugten kunne ikke fjernes ved forøgelse af forpumpningsmængden og selve prøverne lugtede svagt af skæreolie. Ved rekvirering af en prøve af den skæreolie der var brugt fra maskinværkstedet, blev det bekræftet at lugten hidrørte fra skæreolien. Den pågældende skæreolie var en vandopløselig sulfochlorineret mineralolie, hvis tilstedeværelse i prøven netop vil give udslag i forøgelse af NVOC-indholdet og AOX-indholdet (idet prøven behandles med syre til $\text{pH} < 2$ før AOX-analyse, hvorved skæreolien bliver mindre vandopløselig og dermed mere adsorberbar).

Ovennævnte betragtninger understreger endnu engang hvor vigtig en ordentlig "hygiejne" under borearbejdet er, hvor selv mindre kontamineringer af boringen kan lede til alvorlige fejlslutninger.

Prøver af perkolat fra fyldpladsdelen indeholdt således meget lave indhold af organiske stoffer. Det er dog svært at sige om dette er gældende for hele fyldpladsdelen, eftersom der kan være store lokale variationer i fyldets sammensætning og dermed perkolatets sammensætning.

5.3 VURDERING AF PERKOLATKVALITETENS TIDSLIGE UDVIKLING

Vurderinger af hvordan perkolatet har været sammensat op gennem lossepladsens levealder samt hvorledes kvaliteten vil udvikle sig i fremtiden er utrolig vanskelige, og vil næsten altid være grove skøn. Dette skyldes bl.a. af der findes utroligt lidt erfaringsmateriale, der findes således praktisk talt ingen dataserier for perkolatets kvalitet som er mere end tyve år lange.

Den, for lossepladsen, eksisterende perkolatsammensætning er dog relativt typisk sammenlignet med andre undersøgelser af kontrollerede og ukontrollerede lossepladser, så disse erfaringstal vil kunne benyttes i vurderingerne. I det følgende gives nogle betragtninger for udvalgte parametre.

Chlorid

På lossepladsen er der deponeret store mængder Heparinaffald (se kapitel 3), som indeholder betydelige mængder natriumchlorid (6%). Affaldet er deponeret i plastposer, hvoraf flere ved affaldsudgravningen blev opgravet i intakt stand. Udvaskningen af Heparinaffald fra intakte eller næsten intakte plastposer er meget begrænset og vil formentlig kunne pågå i adskillige årtier.

For at skønne betydningen af Heparinaffaldet for perkolatets indhold af chlorid forudsættes udvaskningen at ske jævnt over en 40-årig periode. Det deponerede Heparinaffald indeholder skønsmæssigt 185 tons chlorid som for et deponeringsareal på 2 ha og en nettonedsivning på 420 mm (se kapitel 4) vil give anledning til en forøgelse af chloridindholdet på i gennemsnit 550 mg/l. Heparinaffaldet bidrager derfor formentlig signifikant til chlorid-indholdet i perkolatet.

Ikke alt Heparinaffald er formentlig deponeret i intakt emballage. Dette vil betyde at noget af dette affald har bidraget ganske betydeligt til perkolatets chloridindhold umiddelbart efter deponeringen. Perkolatet formodes derfor at have indeholdt mellem 2000 og 3000 mg/l chlorid i de første par år efter deponeringen for derefter at falde støt til 800-1000 mg/l efter cirka ti år. Dette niveau vil formentlig holde sig i måske 50 år (evt. med et svag fald).

Ammonium

Det observerede niveau på cirka 200 mgN/l vil formentlig holde sig i de næste 15-20 år. I de ældste kendte perkolatdataserier er der således ikke set betydelig fald i ammonium-koncentrationen (dvs over en tidshorisont på op til 15 år), (Ehrig, 1983).

COD

Lossepladsen er inde i den stabile methanfase, hvor COD-koncentrationerne er observeret til 400-500 mg/l. Dette niveau vil formentlig være ganske stabilt og sikkert maksimalt falde til 200-300 mg/l i de næste 20 år.

Specifikke organiske stoffer.

En betydelig del af det deponerede kemikalieaffald er øjensynligt deponeret i intakt metalemballage. Metaltrumler er kemisk set meget stabile i det anaerobe miljø inde i lossepladsen, og vil formentlig forblive intakte indtil der opstår aerobe forhold, hvor tromlerne kan korrodere. Hvornår sådanne forhold vil opstå eller om det i det hele taget vil ske, er meget usikkert. En vurdering af fremtidige koncentrationer af specifikke stoffer er således umulig at give.

6. PERKOLATUDSIVNING

I dette kapitel beskrives perkolatudsivningen. Der lægges især vægt på at vurdere udsivningens arealmæssige og tidslige variation. Først vurderes de vandspejlsundersøgelser, der er foretaget med henblik på at kortlægge vandskel i/under lossepladsen, samt at vurdere lækageforhold. Dernæst vurderes hvor stor en forureningsmængde, der borttransporteres med afvandings-systemet nord for lossepladsen. I næste afsnit vurderes den arealmæssige variation af udsivningen til de grundvandsførende lag. I sidste afsnit sammenstilles observationer af perkolat kvaliteter og -kvantiteter til en estimeret udsivningshistorie gældende for hele lossepladsens levetid samt de efterfølgende 25 år.

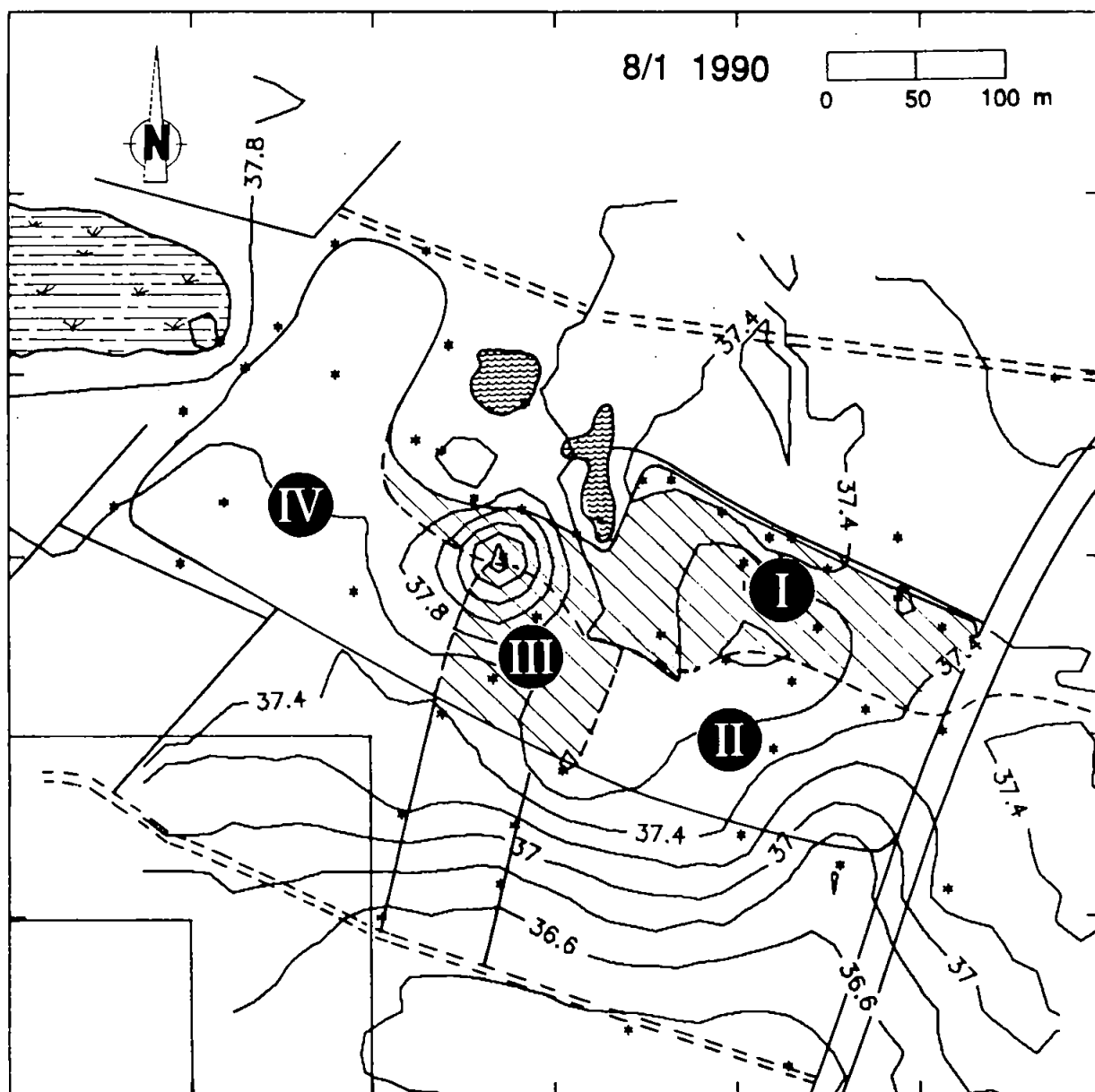
6.1 VANDSPEJLSUNDERSØGELSER

Ved opstilling af en geologisk model for området (Gravesen, 1989) fremgik det at der tæt på lossepladsen fandtes et ca. 50 cm tykt lerlag i 2-5 meters dybde (nærmere bestemt omkring kote 36 m). De grundvandsførende lag er derfor adskilt i to dele i lossepladsens umiddelbare nærhed, nemlig i et helt terrænnært reservoir af 0,5 - 1,5 meters tykkelse og et underliggende reservoir (det sekundære reservoir) som er genstand for den egentlige forureningskortlægning i (Hinsby, 1990), (se også afsnit 6.3). De pejlede borer er derfor grupperet i to, hvor pejlinger i borerne filtersat i det terrænnære reservoir har haft til formål at vurdere potentialeforhold i dette reservoir. Pejlingerne i det sekundære reservoir danner grundlag for en vurdering af lækagen mellem de to reservoirer.

6.1.1 Vandskelsundersøgelser

Indledende observationer viste, at både det sydligt beliggende grundvandsreservoir samt det nordligt beliggende afvandingsystem var påvirket af perkolat. Derfor ville en kortlægning af potentialeforholdene i det terrænnære reservoir formentlig afsløre øst/vest-gående vandskel. Dette vandskels placering vil vise, hvor stor et opland der er for perkolatudsivningen til hhv den sydligt gående grundvandsstrøm og det nordligt beliggende afvandingsystem.

Udfra de syv pejlerunder der er foretaget (se afsnit 2.3.4), er der ved hjælp af computer-programmet SURFER, der benytter kriging til interpolation af pejledata (Golden Software,



Figur 6.1 Potentialekort for det terrænnære reservoir. Pejlingen er foretaget d. 8. januar 1990.

1988), udtegnet potentialekort for det terrænnære reservoir. Potentialekortet for den sidste pejlerunde er gengivet i figur 6.1, resten af potentialekortene kan ses i appendiks 9.2. På kortene er de af potentialekurvene afledende vandskel desuden indtegnet med stiplede linier.

Potentialekortene viser den forventede generelle tendens, at der under lossepladsens midterste og østlige del eksisterer en vandrejsning, således at de nordlige dele af pladsen afvandes mod nord, og de sydlige dele mod syd. I slutningen af 1989 blev der etableret et antal pejleboringer på selve lossepladsarealet, der gjorde kortlægningen af denne vandrejsning mere præcis. På basis af de sidste tre pejlerunder hvor disse pejleboringer var etableret, samt under hensyntagen til

affaldssammensætningen kan lossepladsen inddeles i fire områder (se figur 6.1):

- I: Område med dagrenovation/blandet affald, der afvandes til afvandingssystemet (Gennemsnitligt areal = 1,5 ha)
- II: Område med blandet affald/bygningsaffald, der afvandes til grundvandet i syd/sydøstlig retning (Gennemsnitligt areal = 1,2 ha)
- III: Område med overvejende dagrenovation, der afvandes til grundvandet i sydlig retning (Gennemsnitligt areal = 0,5 ha)
- IV: Område med overvejende bygningsaffald, der afvandes overvejende i sydlig retning

Det nævnte gennemsnitlige arealer er beregnet ud fra vandskelsplacering ved de sidste tre pejlerunder.

6.1.2 Lækage til sekundære reservoir

Nærtliggende synkrone pejlinger i det terrænnære og det sekundære reservoir gør det muligt, at vurdere hvor stor en lækage der er mellem de to reservoirer. I tabel 6.1 er vist den observerede potentialeforskel mellem det terrænnære og det sekundære reservoir. Tabellen viser, at ved mange af lokaliteterne observeres potentialeforskelle på typisk 50-100 cm. (rettet nedad). De steder hvor forskellen er ubetydelig, indikerer udførte gammalogs, at tilstedeværelse af vandstandsende lag er usikker (se Hinsby, 1990 og afsnit 6.3). Lagfølgebeskrivelserne fra de borer der er udført i periferien af lossepladsen (se Vedby & Nielsen, 1990), viser at det gennemgående vandstandsende lag udgøres af 50-100 cm fed ler. Permeabiliteten for sådanne formationer er typisk 10^{-9} - 10^{-10} m/s. Med en gradient på omkring én fås en lækage fra det terrænnære til det sekundære reservoir på 3-30 mm/år. Lækagen er således ubetydelig i forhold til den gennemsnitlige perkolatdannelse på 420 mm/år (se kapitel 4). Det skal dog understreges, at det vandstandsende lag i visse områder mangler (se iøvrigt afsnit 6.3), hvorfor der ikke kan ses bort fra lækagen over hele lossepladsarealet.

Tabel 6.1 Potentialeforskel mellem terrænnære reservoir og det sekundære reservoir.

Boringer	Potentialeforskel (m) (positiv nedad)					
	880906	881021	881115	890905	890926	891030
T10 A/C0,27	0,24	-	-	-	-	
T11 A/C0,78	0,82	-	1,39	1,59	-	
T15 A/B -	-	-0,05	-	0,02	0,02	
T17 A/B0,03	0,00	-	-0,03	0,00	0,01	
T34 A/C -	-	-	-	0,31	0,27	
LG1/LG1R	-	-	-	-	-	0,45
LG5-1/LG5-2	-	-	-	-	0,97	0,77
LG6-1/LG6-2	-	-	-	-	0,70	0,30
LG7-1/LG7-2	-	-	-	-	0,82	0,63
LR1/LR1A	0,70	0,86	0,83	0,83	0,82	0,76
LR5/LP16	-	-	-	-	0,98	1,03
LR10/LP18	-	-	-	-	0,70	0,60
LR11/LP19	-	-	-	-	0,62	0,55
202 A/B -	-	-	-	0,99	-	
204 A/C -	-	-	-	-	-	

6.2 UDSIVNING TIL AFVANDINGSSYSTEMET

Udsivning af perkolat til det overfladiske afvandingssystem, der passerer lossepladsen nordlige afgrænsning (se figur 2.7 side 18), er vurderet ved direkte måling i udvalgte målestationer, hvor sammenhørende værdier af vandføring og chloridkoncentration er målt. Chlorid bruges således som et konservativt sporstof repræsenterende perkolatet. For detaljer mht. de udførte målinger henvises til kapitel 2 samt appendiks 8 og 10.

I figurerne 6.2 - 6.6 er således vist sammenhørende værdier af:

- 1) Nedbør (målt i Askov forsøgsstation)
- 2) Middelvandføring ved nedstrøms overløbsbygværk (station 5)
- 3) Målte chloridkoncentrationer i station 5
- 4) Beregnet masseflow (ved multiplikation af 2 og 3) i kg chlorid/døgn

Tabel 6.2 Beregnede masseflow (i kg chlorid/døgn) ved fem overløbsbygværker etableret i afvandingssystemet

Dato/klokkeslet	Nedbørsmængder (mm) ¹⁾			Masseflow i station				
	samme dag	dagen før	to dage før	1	2	3	4	5
880710:12.00	6,9	0,70	0	i.m.	0,6	0	0,2	9,2
880809:19.00	0	0	0	i.m.	0,4	0,9	0,5	3,6
880905:13.00	1,8	0,5	1,8	i.m.	1,2	3,7	3,2	8,5
880906:10.00	4,2	1,8	0,5	i.m.	1,2	2,6	3,9	12,5
880907:14.00	0	4,2	1,8	i.m.	0,7	1,5	2,3	11,1
881021:12.00	0	6,2	0	i.m.	2,2	8,1	7,9	18,0
881202:14.00	0	0	0	0,6	0,8	2,7	3,0	16,0
881220:15.00	0	12,5	0,5	0,8	2,0	4,0	7,0	18,0

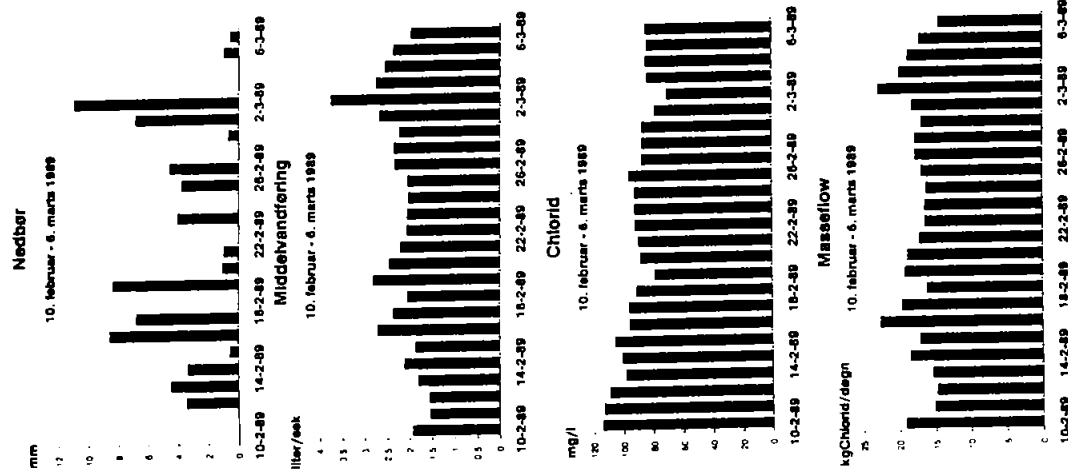
¹⁾ Observationer fra Askov forsøgsstation.

i.m.: ikke målt.

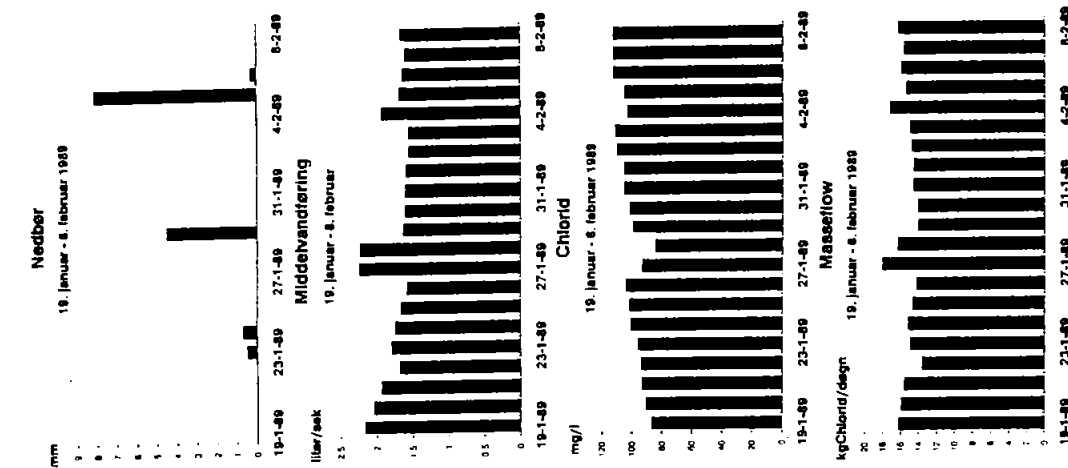
Figurerne viser generelt, at der inden for de enkelte måleperioder ikke er så store nedbørsbetingede variationer i masseflowet. Store nedbørshændelser giver således i de fleste tilfælde kun let forhøjede masseflow den eller de efterfølgende dage. Den store stigning i middelvandføring og masseflow, der observeres omkring d. 25.11.88 (se figur 6.2) skyldes en tilstopning ved station 4, som pludselig gik i opløsning, hvorved en større ophobet perkolatpåvirket vandmængde i moserne løb ud af systemet.

Middelvandføringerne repræsenterer ikke sande døgn, men i stedet de perioder som de automatisk prøvetagne vandprøver repræsenterer. Disse perioder har i de fleste tilfælde overlappet to døgn (se appendiks 8 og 10 for detaljer). Der kan derfor være mindre tidsmæssige uoverensstemmelser mellem større nedbørshændelser og den deraf afledende stigning i middelvandføring.

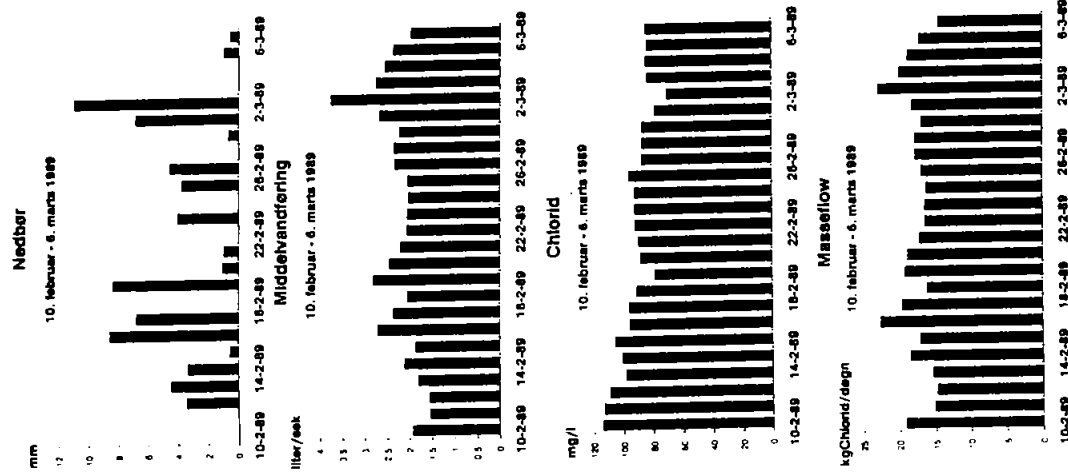
I sidste halvdel af 1988 blev der som indledende undersøgelser til de ovennævnte kontinuerte målinger foretaget enkeltmålinger i 5 stationer ned gennem systemet (se kapitel 2 for detaljer). De beregnede masseflow kan ses i tabel 6.2. Tabellen viser, at den overvejende tilvækst i masseflow kommer mellem station 4 og 5, hvilket stemmer overens med oplandskortlægningen



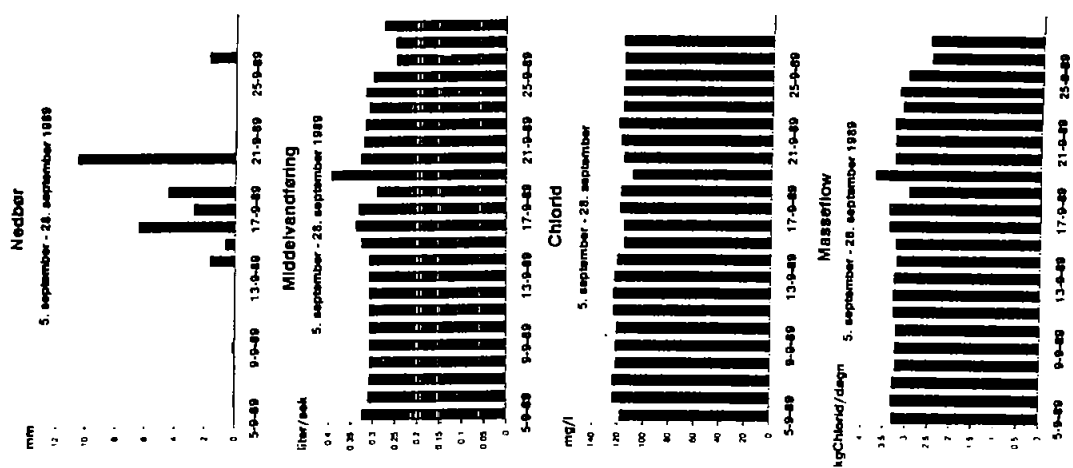
Figur 6.2 Sammenhørende værdier af daglig nedbør, middelevandføring, chloridkoncentration og beregnet masseflow i station 5 for perioden 17.11 - 2.12 1988.



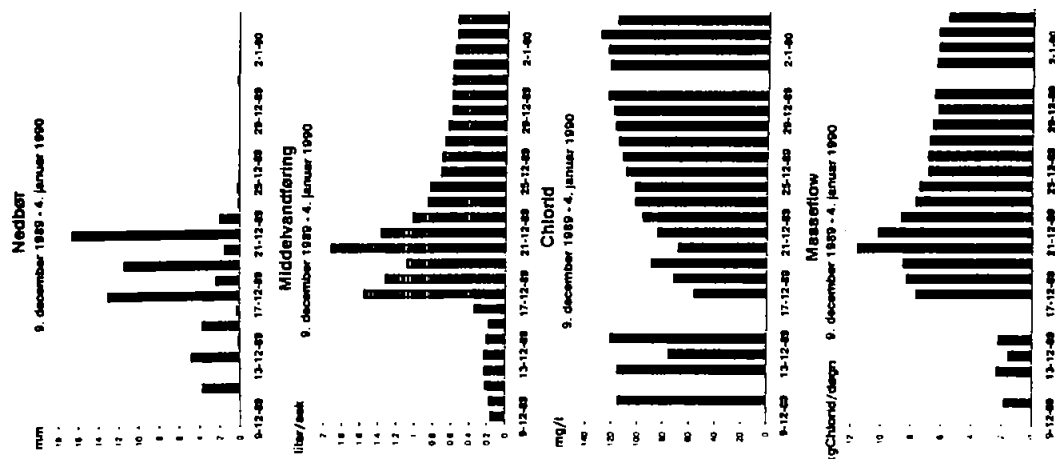
Figur 6.3 Sammenhørende værdier af daglig nedbør, middelevandføring, chloridkoncentration og beregnet masseflow i station 5 for perioden 19.1 - 8.2 1989.



Figur 6.4 Sammenhørende værdier af daglig nedbør, middelevandføring, chloridkoncentration og beregnet masseflow i station 5 for perioden 10.2 - 6.3 1989.



Figur 6.5 Sammenhørende værdier af daglig nedbør, middelvandføring, chloridkoncentration og beregnet masseflow i station 5 for perioden 5.9 - 28.9 1989.



Figur 6.6 Sammenhørende værdier af daglig nedbør, middelvandføring, chloridkoncentration og beregnet masseflow i station 5 for perioden 9.12 1989 - 4.1 1990.

Tabel 6.3 Observerede gennemsnitlig chloridmasseflow i afvandringsrenden.

Måned/År	Observeret chlorid-masseflow (kg clorid/døgn)	Beregnet nedsivning ¹⁾ (mm)	
		månedens før	samme måned
<u>Kontinuerte målinger</u>			
december 89	5,5	0	13
september 89	3,2	0	0
februar 89	18	38	41
januar 89	15	81	38
november 88	20	105	21
<u>Enkeltmålinger</u>			
december 88	18	21	81
oktober 88	18	60	105
september 88	11	43	60
august 88	3,6	10	43
juli 88	9,2	0	10

¹⁾ se appendiks 15.1

(se figur 6.1). Masseflowet ind i afvandingsystemet (station 1/2), er maksimalt 10% af værdien ud af systemet (station 5). I 1989, hvor der var kontinuert registrering af vandføring i station 1, er andelen endnu mindre (ca. 2% i januar, ca. 4% i februar og tæt på nul i resten af perioden, hvor vandføring var nul). Andelen af masseflow fra den del af oplandet mellem station 1 og 5, der ikke udgøres af lossepladsen anses for tilsvarende lille, idet dette består af uopdyrkede mose og skovarealer. De observerede masseflow i station 5 forudsættes derfor i det følgende at stamme fra lossepladsen.

Da korttidsvariationerne i masseflow (grundet kraftig nedbør) er relativt små, sidestilles masseflow målt ved enkeltmålinger og kontinuerte målinger i tabel 6.3, der viser observerede masseflow for de enkelte observationsmåneder. Til sammenligning er vist de beregnede nedsivningsmængder (se kapitel 4) i den pågældende måned og måneden før. Tabellen viser, at der er en god sammenhæng mellem observerede masseflow og de beregnede nedsivningsmængder. I sidste halvdel af 1989 hvor nedsivningen (grundet lav nedbør) er meget lav, fås således et basisflow på 3-5 kg Cl/døgn. Dette svarer til hvad der målttes sommeren 88, hvor nedsivningen

ligeledes var neglicibel.

I den meget regnfulde periode fra september 1988 til april 1989, hvor den beregnede nedsivning er høj (ialt 470 mm for perioden), observeres masseflow fra 11-20 kgCl/døgn, med et gennemsnit på 17 kg Cl/døgn.

Sammenlignes det observerede totale masseflow for perioden september 1988 - april 1989, med den forventede værdi udfra estimation af perkolatkoncentration, oplandsstørrelse og nedsivningsmængde fås:

Skøn på observeret totale masseflow: 240 døgn á 17 kg Cl/døgn = 4100 kg chlorid

Skøn på forventet masseflow:

Perkolatkoncentrationen	: 700 mg/l (gennemsnitsværdi for LG1, se appendiks 13.2)
Oplandsstørrelse	: 1,5 ha (se afsnit 6.1.1)
Nedsivningsmængde	: 470 mm (se appendiks 15)

med disse tal fås : 5500 kg chlorid

Med de relativt store usikkerheder der ligger i de indgåede størrelser, må det konkluderes at de to beregningsmetoder til vurdering af den overfladiske perkolattransport giver tal af samme størrelse.

De ovennævnte betragtninger gælder for transporten af perkolat med overfladevandet væk fra lossepladsen. Der er dog ved vandløbsundersøgelser ofte observeret et ikke uvæsentligt underjordisk flow, idet strømningen i de, under bundsedimentet umiddelbart liggende grundvandsførende lag, er styret af vandløbets tilstedeværelse. Strømningsretningen i disse lag vil derfor være parallel med vandløbets strømningsretning. En måling af masseflow alene i selve overfladevandet, kunne derfor understimere størrelsen af perkolattransporten.

For at vurdere betydning af dette flow er der udført følgende:

- Synkronpejling af vandspejlet i renden (mellem station 4 og 5) og de grundvandsførende lag umiddelbart under bundslammet.
- Måling af ledningsevnen i overfladevandet flere steder i renden.

- Måling af grundvandskvaliteten i rammeboringer og pejleboringer udført i renden eller langs bredden af renden.

Udover de ovennævnte aktiviteter, har Institut for Teknisk Geologi udført en geoelektrisk måling langs renden vha en Wenner-måling med 10 meter i elektrode afstand (Klitten et al., 1991). Disse og ovennævnte målinger er vist i figur 6.7. Nederst er der vist de forskellige observationspunkters placering. Figuren viser øverst, at potentialet ligger højere i grundvandet sammenlignet med overfladevandet. Dette er forventeligt, eftersom de udførte masseflowobservationer viste, at der sker en væsentlig tilstrømning til afvandingssystemet på denne strækning. Kurverne viser også, at der er et mindre minimum i grundvandsoverfladen midt på strækningen. Der er altså en konvergerende strømning i de grundvandsførende lag. Grunden til dette kan skyldes, at der er deponeret ler i bunden af lossepladsen udfor den vestligste og den østligste del af strækningen, men ikke i midten (se figur 3.3 side 32), således at opsivning af perkolat overvejende sker på den midterste strækning. Dette underbygges af de udførte rammeboringer hvor der fandtes lave kloridkoncentrationer i lagene under bundslammet både i den vestlige ende (boring PK5R og PK4), og den østlige ende (boring LR12), mens der i midten fandtes forhøjede chloridkoncentrationer helt ned til 7 meter under terræn (boring LR13). De samme forhold ses af ledningsevne målingerne, hvor den væsentligste stigning sker på midterstrækning. På den sidste strækning inden station 5, sker der faktisk et fald pga opsivning af rent grundvand.

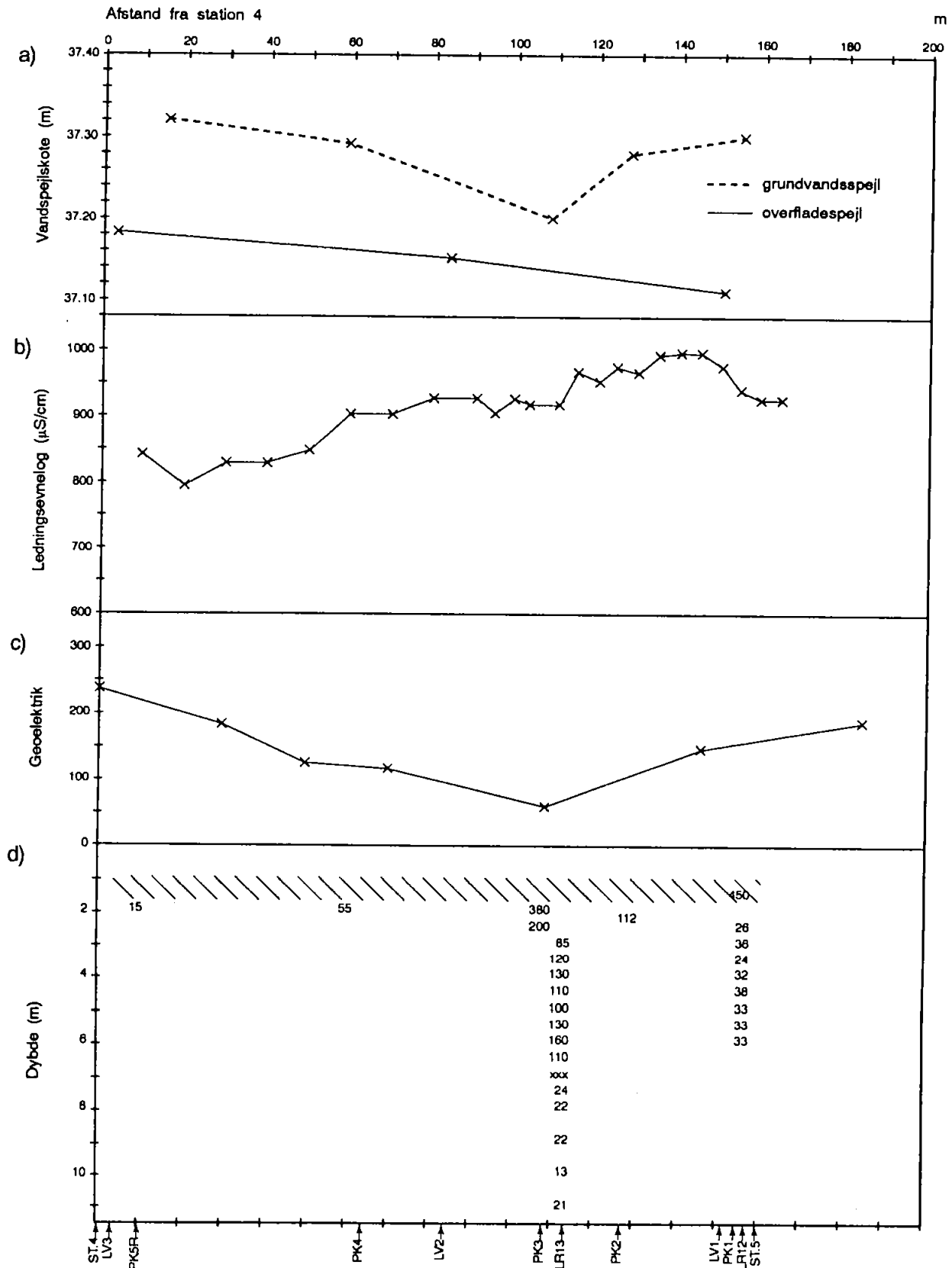
På grund af den observerede konvergerende strømning i de grundvandsførende lag, kan der ses bort fra et ekstra underjordisk bidrag til masseflowet i afvandingssystemet.

6.3 UDSIVNING TIL GRUNDVANDET

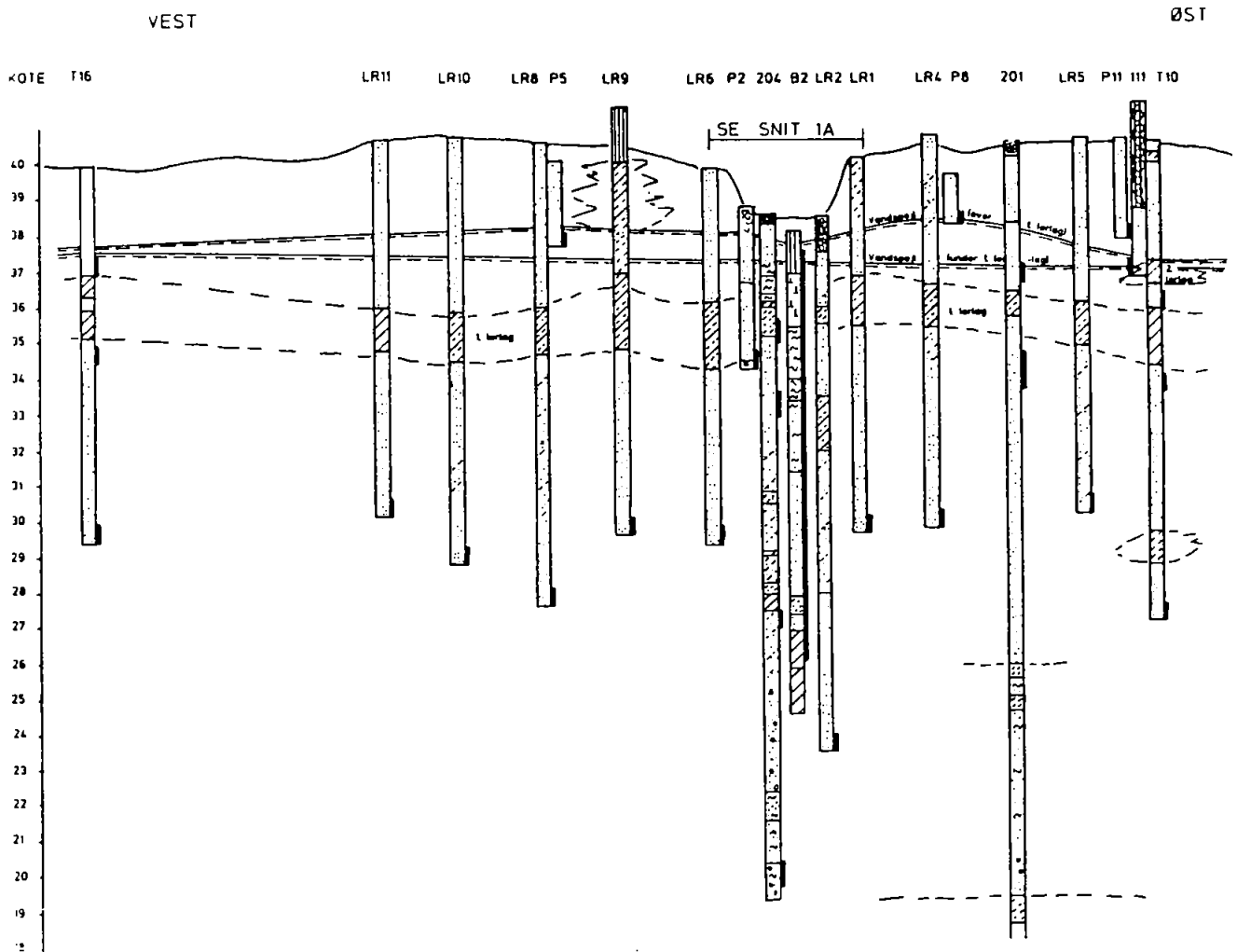
Udsivning af perkolat til grundvandet er primært undersøgt ved etablering af et antal rammeboringer langs lossepladsens afgrænsning. Placering af disse rammeboringer fremgår af figur 2.6, ligesom detaljer vedrørende deres udførelse fremgår af afsnit 2.2.2. Resultaterne af feltundersøgelserne for de enkelte rammeboringer fremgår af appendiks 3.

6.3.1 Lithologien for de grundvandsførende lag.

Lagfølgen, specielt langs lossepladsens sydlige grænse, er beskrevet relativt detaljeret i (Gravesen, 1989). Siden denne rapport er udfærdiget, er der dog udført gammalog i de fleste



Figur 6.7 Måling af (a): Vandspejlskoter for overfladevand og grundvand, (b): Lednings-
evne i overfladevand, (c): Modstandsforhold i jorden vha. Wenneropstilling og
(d): Kloridkoncentration som funktion af dybden mellem station 4 og 5.

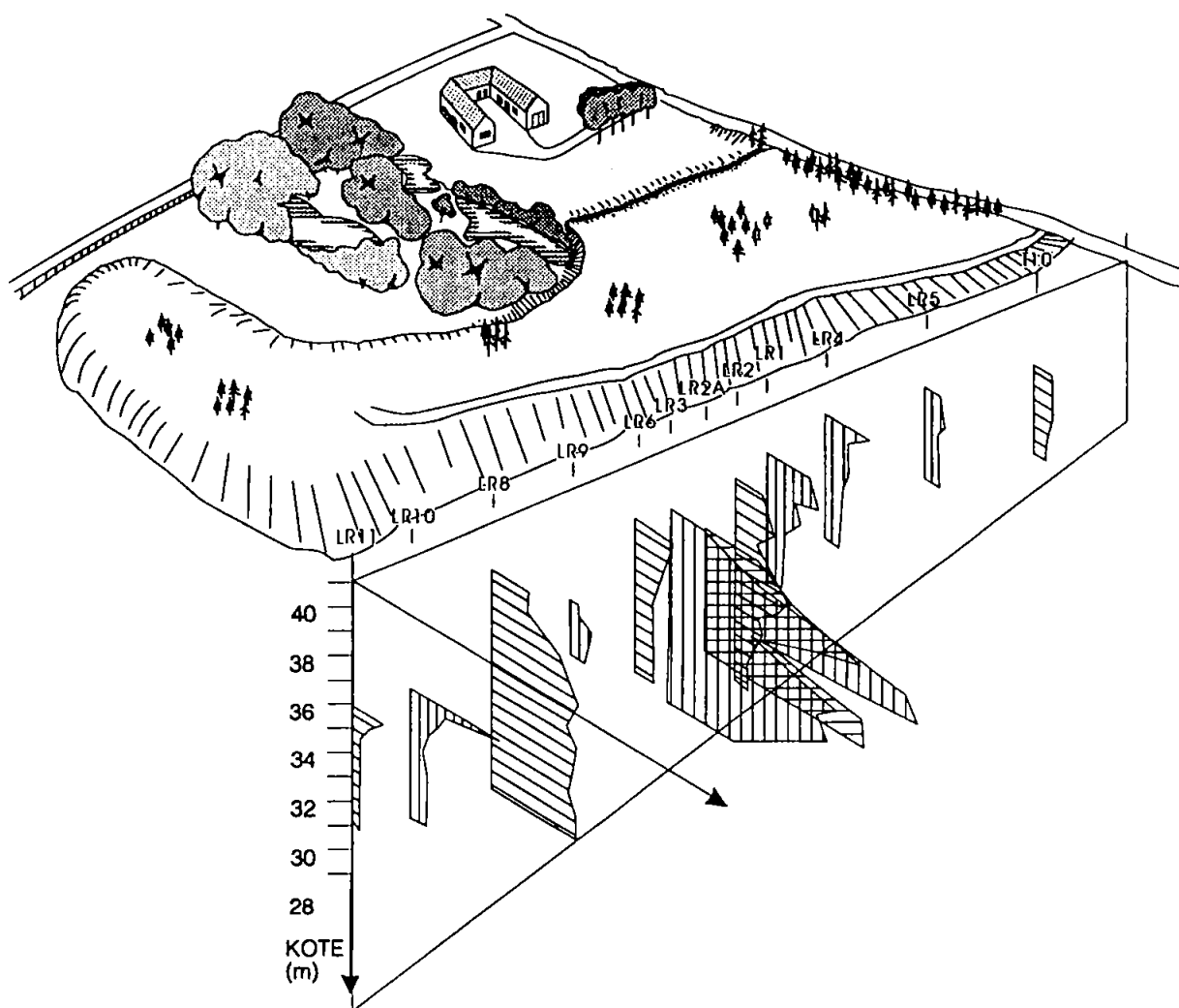


Figur 6.8 Geologisk profil langs lossepladsens sydlige grænse (Nielsen, 1991).

af rammeboringerne (appendiks 3). I (Nielsen, 1991) er der på basis af snittene i (Gravesen, 1989) og de udførte gammalogs lavet et nyt profil dækkende hele lossepladsen sydlige afgrænsning. Dette profil er vist på figur 6.8. Profilet viser at de øverste 10 meter i lagfølge langs hele profilet generelt udgøres af sand med et gennemgående ler/siltlag i kote 36-37 m. Lerlaget er dog borteroderet af en nordsydgående afstrømningskanal, der er fyldt med postglaciale aflejringer, i området mellem LR6 og LR1.

6.3.2 Forureningspåvirkning

Formålet med rammeboringerne har som nævnt været at kortlægge forureningsudslivningen. Der er derfor i analysen at grundvandskvaliteten alene benyttet parametre, der kan indikere om det pågældende lag er perkolatpåvirket. Der er således målt ledningsevne, pH og ilt (ilt kun for et udvalg af boringer) i felten (se appendiks 3 og 12) samt chlorid, ammonium, natrium, kalium,



Figur 6.9 Tre-dimensionel fremstilling af perkolatudsivningen langs lossepladsens sydlige afgrænsning. Den målte ledningsevne er afbilledet.

calcium og alkalinitet for et udvalg af prøver (se appendiks 12).

Strømningsretningen i de sekundære reservoir er omtrent sydlig (se Nielsen, 1991 og Hinsby 1990). En påvirkning af dette reservoir vil således afsløre sig langs lossepladsens sydlige afgrænsning, hvor hovedparten af de udførte rammeboringer da også er placeret.

Chlorid og ledningsevne

I figur 6.9 ses en 3D-fremstilling af ledningsevnen, som funktion af dybden langs lossepladsens sydlige afgrænsning. Figuren viser, at påvirkning af grundvandsreservoiret er yderst begrænset de første 200 meter fra Gestenvej, (mellem T10 og LR1), hvor de maksimale koncentrationer er under 100 mgCl/l. Dette skyldes formentlig, at der er deponeret store mængder bygningsaffald i den sydøstlige del af lossepladsen (se figur 6.1 og tilhørende tekst). I den vestlige del af

lossepladsen (mellem LR6 og LR11), er udsivningen ligeledes meget begrænset, (alle observerede koncentrationer mindre end 60-80 mg/l), hvilket skyldes at den væsentligste affaldstype er affaldsjord og bygningsaffald. Der er dog et område omkring LR8 (se figur 2.6), hvor koncentrationer er omkring 100 mg/l over et større interval (fra 9 til 13 m.u.t.) under lerlaget. Over lerlaget er perkolatpåvirkningen negligibel. Disse observationer kan umiddelbart ikke forklares.

I området mellem LR1 og LR6, hvor det vandstandsende lerlag er borteroderet i den postglaciale periode (se figur 6.8), ses en kraftig perkolatpåvirkning især i området omkring LR2A og LR3. Perkolatfanen i dette område er to-delt med maksimale koncentrationer fra 600-1200 mg/l i hhv kote 27-29 og kote 32. Der er ikke observeret perkolatpåvirkning under kote 26 (se Vedby & Nielsen, 1990), for en detaljeret diskussion af perkolatpåvirkningen i området omkring boring LR3, hvor tre andre boringer er placeret).

Figur 6.9 viser således som helhed at, hvis der ses bort fra mindre perkolatpåvirkninger har perkolatfanen en meget begrænset bredde på ca. 40-50 m ved lossepladsens fod. Baggrunden for dette skal nok ses, dels i affaldssammensætningen (der er især deponeret dagrenovation i dette område, se figur 3.3), og i jordbundsforholdene under affaldet (se figur 3.1). Den observerede perkolatfane er således placeret centralt i det gamle nord/syd-gående afvandingssystem, som tydelig ses på målebordsbladet fra 1901 (se appendiks 1), og som stadig væk anes som en mørk skygge på de tidlige luftfotografier (se specielt fotografier fra 11/5 1954 og 19/4 1960 - i appendiks 2).

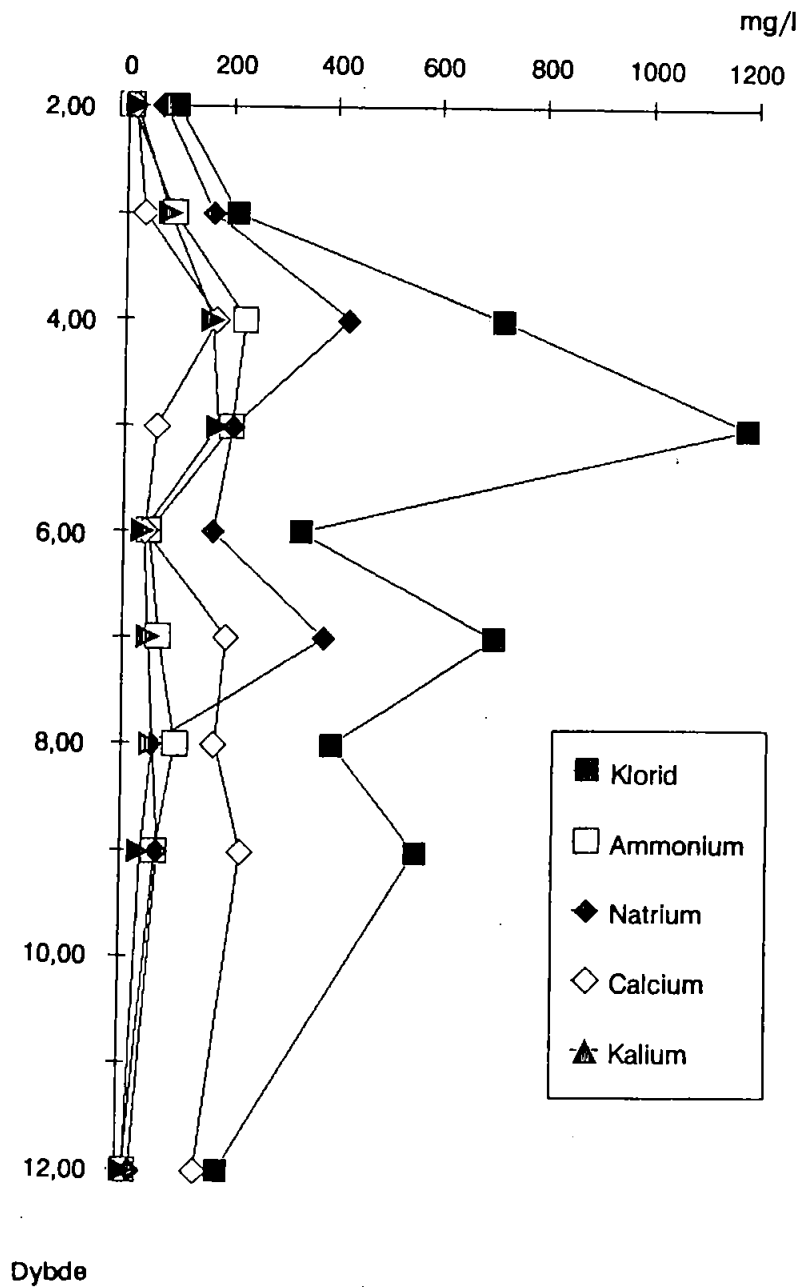
Denne lavning i det oprindelige landskab virker således formentlig samlende for perkolatet i de umiddelbart vestligbeliggende moseområder og det "bare" sandstykke umiddelbart øst for. At de vestligt beliggende moseområder virker vandstandsende ses af de høje potentialer der observeres i dette område, se figur 6.1 samt af den praktisk talt upåvirkede boring LR6, der ligger umiddelbart nedstrøms for dette moseområde.

De i afsnit 6.1 omtalte vandskelskortlægninger viste i øvrigt, at oplandet for den observerede smalle perkolatfane er begrænset til et lossepladsareal på ca. 0,5 ha.

Supplerende indikatorparametre

De supplerende indikatorparametre, der har været analyseret i udvalgte prøver, understøtter de observationer der er gjort ved betragtning af ledningsevne og chlorid, og har generelt ikke givet

Boring LR3



Figur 6.10 Koncentrationer som funktion af dybden for parametrene klorid, alkalinitet, pH, ammonium, natrium, calcium og kalium for boring LR 3.

yderligere oplysninger af interesse. Figur 6.10 viser således koncentrationer som funktion af dybten i LR3 for de analyserede parametre. Figuren viser at alle parametrene viser den samme tendens, sikkert som følge af den tætte placering opad udsivningsområdet. Det skal dog nævnes,

at specielt ammonium har været benyttet til at verificere at små stigninger i chlorid skyldtes en perkolatpåvirkning. Dette kan gøres, da der er meget stor kontrast mellem ammoniumindholdet i perkolatet (230 mgN/l) og i uforurennet grundvand ($<0,1$ mgN/l).

Ilt

Målingerne af ilt i grundvandet viser, at selv ved små perkolatpåvirkninger er iltindholdet tæt på nul. I visse boringer (LR10,11,12 og 13) observeres der betydelig iltkoncentrationer under det perkolatpåvirkede grundvand i dybder, hvor der i grundvandszonen et stykke fra lossepladsen normalt ikke findes iltkoncentrationer af betydning (Pedersen et al., 1990). Dette kan skyldes den relativt komplicerede geologi under lossepladsen, hvor de lokale lerlag tvinger den nordfra kommende grundvandsstrøm til at konvergere ind under lossepladsen.

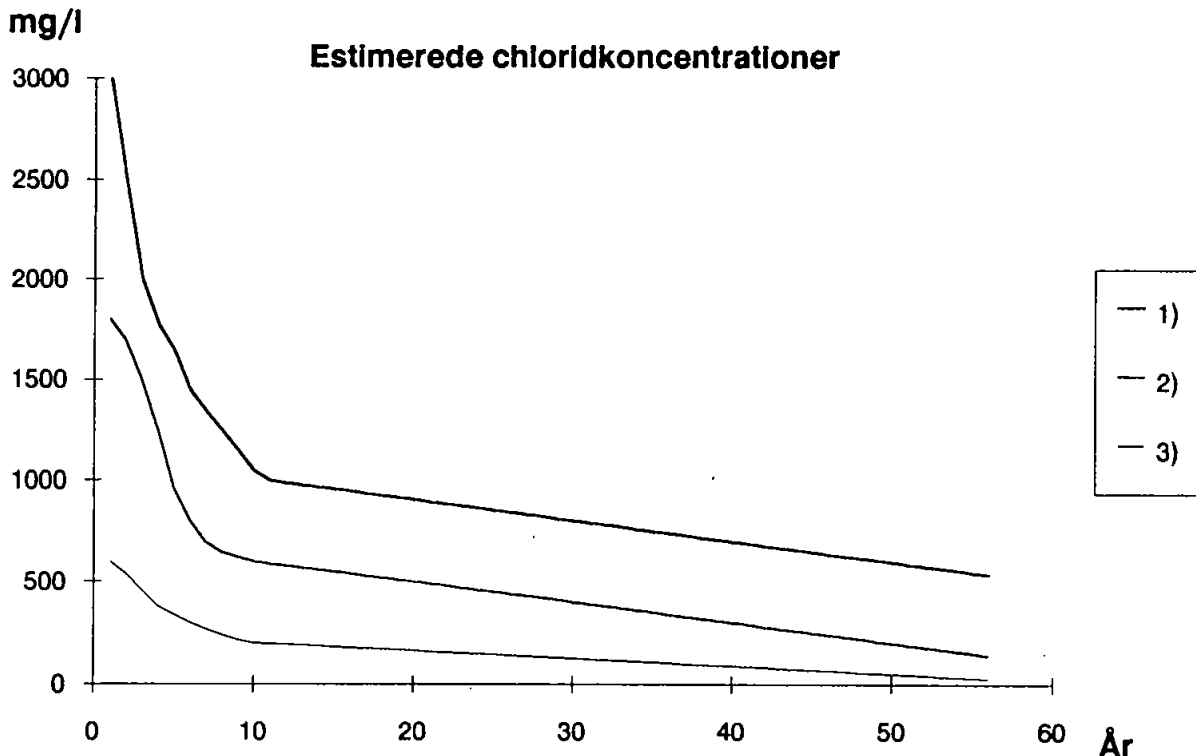
pH

Generelt findes der i uforurennet grundvand i området lave værdier (4,5 og 5,5) i de øverste meter af grundvandszonen, hvorefter pH-værdien stiger med dybden op til typisk 7,5 - 8,0 (Kristiansen & Laier, 1990). I boringerne ved lossepladsen findes der generelt højere værdier i toppen af grundvandet (pH 6,5 - 7,0). Dette skyldes perkolatets høje bufferstyrke (typisk omkring 40 mækv/l), således at selv en lille perkolatandel vil bufre grundvandet, der har lav bufferstyrke (typisk $<0,5$ mækv/l (Kristiansen & Laier, 1990) til pH-værdier tæt ved perkolatets oprindelige pH-værdi. I de upåvirkede nedre områder af grundvandet fås værdier svarende til andre upåvirkede boringer i området. Der er dog to boringer hvor pH generelt er faldende med dybden, nemlig LR11 og LR12. Grunden til dette kan på det foranliggende grundlag ikke gives.

6.4 ESTIMERET UDSIVNINGSHISTORIE

Beregningen af lossepladsens udsivningshistorie gennemføres ved at opdele lossepladsen i delarealer, således at hvert delareals alder og affaldstype er kendt samt hvilket opland delarealet tilhører.

Lossepladsen inddeles efter alder med ét-årige spring ud fra interpolation af tippefronternes placering som vist på figur 3.2. De fremkomne delareal inddeles desuden yderligere efter affaldstype ud fra figur 3.3. Endelig inddeles delarealerne yderligere efter tilhørsforhold til de hydrologiske oplande som vist i figur 6.1 (de benyttede oplandsstørrelser er dog de gennemsnitlige oplandsstørrelser på 1,5 , 1,2 og 0,5 hektar henholdsvis for oplandene I, II og III).

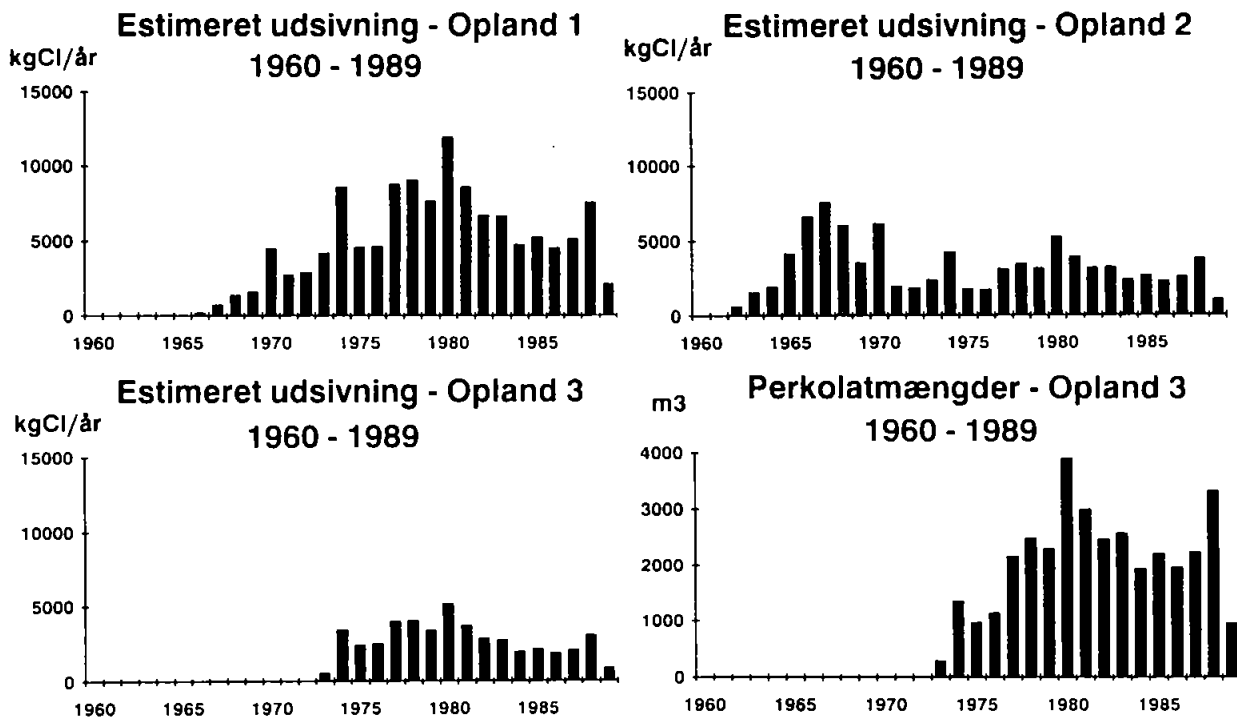


Figur 6.11 Estimerede chloridkoncentrationer for en 50-årig periode for delareal indeholdende: 1) Blandet affald med Heparinaffald 2) Blandet affald uden Heparinaffald og 3) Bygningsaffald.

Ud fra diskussionen i afsnit 5.3 estimeres perkolatkoncentrationer som funktion af alder og affaldstype. Estimationen gennemføres kun for chlorid. Affaldet inddeles i tre typer: 1) Blandet affald med heparin affald, 2) Blandet affald uden heparinaffald, 3) Overvejende bygningsaffald. Områder med blandet affald deponeret fra 1970 og frem regnes til den første kategori, mens blandet affald fra før 1970 regnes til den anden kategori. Figur 6.11 viser således estimerede chloridkoncentrationer for en periode på 50 år for de tre affaldstyper.

Beregningen af kildestyrke (i kg chlorid pr. år) for de tre oplande gennemføres herefter ved en opsummering af delbidrag for de enkelte delarealer (f.eks):

$$K_1(x) = N(x) \cdot (A_{11} \cdot C_{11} Cy_1) + A_{12} \cdot C_{12} Cy_2 + \dots)$$



Figur 6.12 Resultatet af udsivningsberegningerne for opland 1-3 i prioden 1960 - 1989. Beregnede årlige perkolatmængder for opland 3 er ligeledes vist.

hvor

$K_1(x)$ er kildestyrken for opland 1 i år x

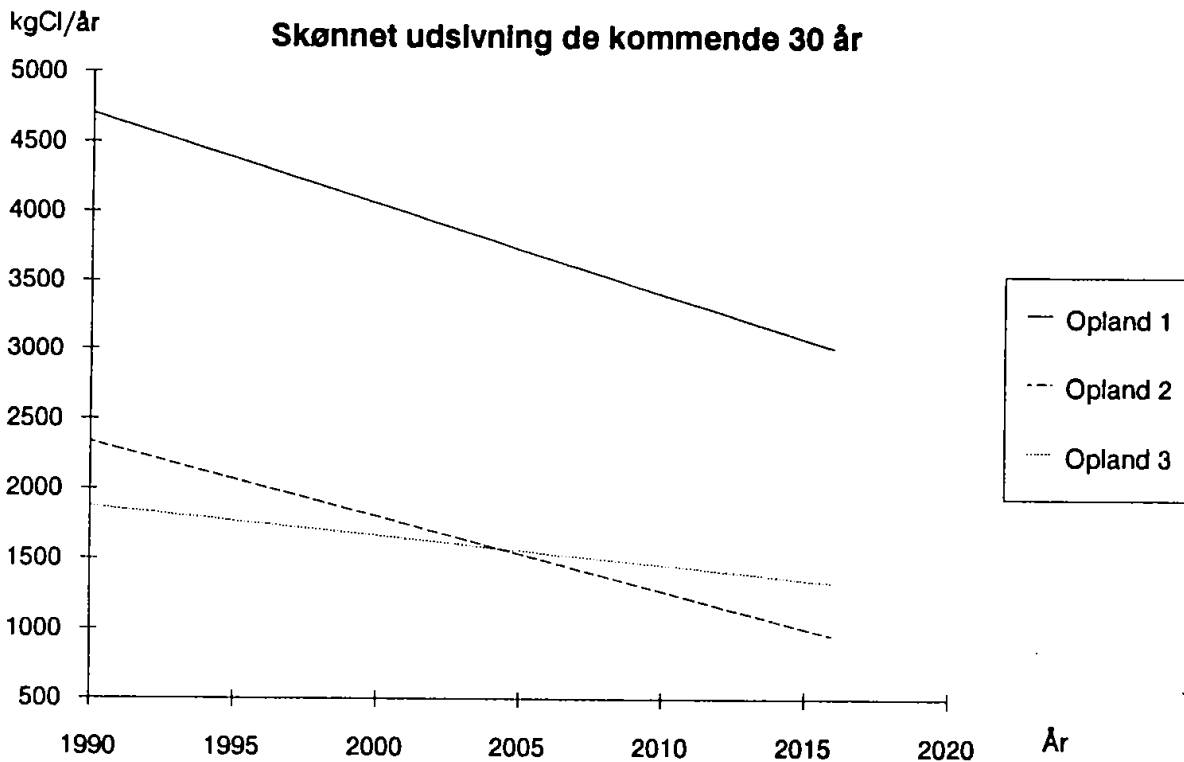
$N(x)$ er beregnet nedsivning for år x (se figur 4.5)

A_{11} er arealet af delareal. 1 i opland 1

$C_{11}(y_1)$ er chloridkoncentrationen for delareal 1 i opland 1 med alderen Y_1

Disse beregninger gennemføres på denne måde for hvert år fra 1960 og frem til 1989. I beregningen af den fremtidige udsivning benyttes den beregnede gennemsnitlige årlige nedsivning (på 440 mm/år). Beregningen er gennemført vha et regnearksprogram.

Figur 6.12 viser resultatet af udsivningsberegningerne for de tre oplande for årene 1960-89. Figuren viser iøvrigt også beregnede perkolatmængder for opland 3, der jo har størst betydning for udsivning til grundvandet. Figuren viser at udsivningen fra opland III først startede i 1973. Den estimerede udsivning fra opland 2 virker umiddelbart for stor i forhold til den observerede perkolatudsivning nedstrøms for opland 2. Forklaringen på dette er svær at give, men kan



Figur 6.13 Skøn på perkolatudsivningen de kommende 25 år for de tre oplande.

skyldes, at den udbredte affaldsafbrænding der foregik i de første år (afsnit 3.2.4) har betydet at perkolatsammensætningen i dette område adskiller sig betydeligt fra perkolatsammensætningen fra senere områder. Det bør også bemærkes, at der kun i dette område er observeret overfladisk afstrømning af betydning (specielt i forbindelse med større nedbørshændelser), hvilket indikere at nedsivningen i dette område er reduceret i forhold til andre områder.

Figur 6.13 viser beregningen af udsivningen i de kommende 25 år for de tre oplande. Figuren viser et jævnt fald i udsivne mængder. Udsivningen fra opland 3 reduceres relativt mindre end for de andre oplande. Dette skyldes at der i opland 3 er deponeret større mængder heparinafald, hvis chloridindhold forventeligt er langsommere om at blive udvasket.

De ovennævnte beregninger er generelt vedhæftet ret store usikkerheder. De beregnede udsivningsmængder frem til dato kan i sagens natur ikke verificeres, men udgør dog det bedste bud på kildestyrkeinput til stoftransportmodelleringen. Udførelse af følsomhedsanalyser med stoftransportmodellen kan så afgøre hvor kritisk en præcis estimation af kildestyrken er for modellens evne til at simulere den virkelige forureningsspredning i grundvandszonen.

Ovennævnte beregninger viser således at der forventes betydelige variationer i perkolatudsivningen fra år til år. Diskussionen i afsnit 6.2 viser, at også den sæsonmæssige variation i udsivningen er betydelig. Dette gjaldt for opland 1 der afvander til afvandingssystemet, men kan formentlig ekstrapoleres direkte til opland 3. En yderligere dæmpning af udsivningsvariationer i den umættede zone under affaldet i opland 1, kan der formentlig ses bort fra da tykkelsen af den umættede zone er ubetydelig. Resultaterne fra opland 1 indikerede at udsivningen i sommerperioden (maj til august) kun udgjorde cirka 10% af den samlede årlige udsivning.

7. KONKLUSION

Den gennemførte undersøgelse af perkolatudsivningen fra Vejen Losseplads har vist at der kun sker en væsentlig udsivning af perkolat til grundvandet fra cirka en fjerdedel af lossepladsen. Dette skyldes en kombination af lavpermeable områder under lossepladsen med en overfladisk afdræning af det dannede perkolat. Set fra et grundvandsmæssigt synspunkt ligger lossepladsen således relativt ideelt.

Perkolatkvaliteten på den ældste del af lossepladsen er nogenlunde som forventeligt ud fra erfaringer fra lignende lossepladser. Der blev ikke observeret store arealmæssige variationer. De arealmæssige variationer virkede større på den yngste del af lossepladsen (fyldpladsdelen).

Perkolatets indhold af specifikke organiske stoffer er relativt beskedent, hvor de aromatiske hydrocarboner (især xylener) udgjorde den vigtigste gruppe. Også pesticidet MCPP blev fundet i væsentlige koncentrationer. Derimod blev der ikke fundet chlorerede opløsningsmidler i perkolatet, enten fordi disse stoffer ikke er deponeret i væsentlige mængder eller fordi de nedbrydes i lossepladsens aktive methanogene miljø.

I perkolatet fra fyldpladsen blev der ikke fundet specifikke organiske stoffer af betydning. Den store arealmæssige variation i perkolatsammensætningen kan imidlertid også gælde for de specifikke organiske stoffer (der kan være deponeret meget lokalt). Det er derfor svært på grundlag af de udførte undersøgelser helt at udelukke, at der sker udsivning af specifikke organiske stoffer fra fyldpladsdelen.

De gennemførte undersøgelser har iøvrigt mere overordnet vist, at der bør lægges meget stor vægt på historiske undersøgelser (i form af undersøgelse af kort og flyfotos, samt gennemførelse af interviews og arkivbesøg). Disse undersøgelser er måske mandskabskrævende, men kan i en senere fase måske betyde at nogle feltaktiviteter kan udelades eller at konklusioner kan drages med større sikkerhed.

Denne undersøgelse er et eksempel på hvor uens udsivningen fra en losseplads kan være, hvilket understreger behovet for billige kortlægningsmetoder. De gennemførte geoelektriske undersøgelser passede således godt overens med den mere detaljerede grundvandsprøvetagning, ligesom vandsspejlskortlægningen vha små terrænnære potentialeboringer gav vigtig information

om grundvandspåvirkningen.

Projektet viste endelig at det er kombinationen af forskellige undersøgelsesmetoder (historiske undersøgelser, og undersøgelser af vandbalance, perkolatkvalitet og udsivningsvariation), der gør en estimation af udsivningshistorien mulig. En sådan estimation er yderst væsentligt i en afværgesituation, for at vurdere om man alene kan afværge i grundvandszonen eller om der også må gøres noget ved kilden.

8. REFERENCER

- Christensen, T. H., Jørgensen, J.B. & Andersen, L. (1982): Noter om: Kontrollerede lossepladser. Teknisk Forlag, København.
- Christensen, T. H.; Kjeldsen, P; Christensen, S.; Hjelm, O; Jensen, J. la Cour; Kirkegaard, C.; Madsen, B. & Olsen, N. (1985): Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier. Polyteknisk Forlag, Lyngby. (DAKOFA Dansk Komite for Affald, skrift, 1, 1985).
- Ehrig, H.- J. (1983): Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management & Research, 1, 53-68.
- Golden Software (1988): SURFER. Reference Manual. Golden Software, Inc. Golden, Colorado, USA.
- Hinsby, K. (1990): Undersøgelser ved Vejen Losseplads. Reservoirforhold og forureningsudbredelse bestemt ved BOTESAM-metoden. Rapport H5, 125 sider, Lossepladsprojektet.
- Jensen, K. (1983): Simulation of water flow in the unsaturated zone including the root zone. Institute of Hydrodynamics and Hydraulic Engineering, Technical University of Denmark. Series Paper No. 33, 259pp.
- Jensen, K.H. (1986): Modelling of unsaturated flow in heterogeneous soil Part I: Deterministic simulations of water flowing in soil profiles. *Nordic Hydrology*, 17, pp 269-280.
- Jensen, K. H.; Refsgaard, A. & Bitsch, K. (1991): Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Matematisk modellering. Udkast til rapport M1. Lossepladsprojektet.
- Kjeldsen, P. & Christensen, T.H.; (1987): Alternativ lossepladsteknologi. En litteraturgennemgang. Miljøstyrelsen, København. (Miljøprojekt 84).
- Klitten, K. (1990): Upublicerede data. Vil indgå i H3/H4 rapporten: Undersøgelser ved Vejen losseplads: Geofysik. Lossepladsprojektet.
- Kristiansen, H. & Laier, T. (1990): Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Uorganisk Grundvandskvalitet. Rapport H12/H13, 82 sider. Lossepladsprojektet.
- Lindhardt, B (1990): Amtskommunale undersøgelser af grundvandsforurening ved gamle lossepladser. Rapport P0-1, 72 sider, Lossepladsprojektet.
- Nielsen, A-M (1991): Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Potentialeforhold. Udkast til rapport H6, 110 sider. Lossepladsprojektet.
- Pedersen, J. K.; Bjerg, P.L. & Christensen, T.H. (1990): Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in a shallow sandy aquifer. Accepteret for publikation i *Journal of Hydrology*.
- Ribe Amtskommune (1985): Orienterende undersøgelse af 3 kemikalieaffaldsdepoter nord for Vejen by (575-9, 575-10, 575-10A) Udført af Carl Bro A/S, Rådgivende ing. firma, Nørregade, 6600 Vejen.

Ribe Amtsråd (1988): Udvidede undersøgelser af 3 kemikalieaffaldsdepoter nord for Vejen by (575-9, 575-10, 575-10A) Udført af Carl Bro A/S, Rådgivende ing. firma, 6600 Vejen.

Schultz, B. & Kjeldsen, P. (1986): Screening of organic matter in leachates from sanitary landfills using gas chromatography combined with mass spectrometry. Water Research, 20, 965-970.

Skov, B. & Lyngkilde, J. (1990): Udstyr til grundvandsprøvetagning (Skovrambo) INFO-NYT, 16. p.15-17. Lossepladsprojektet.

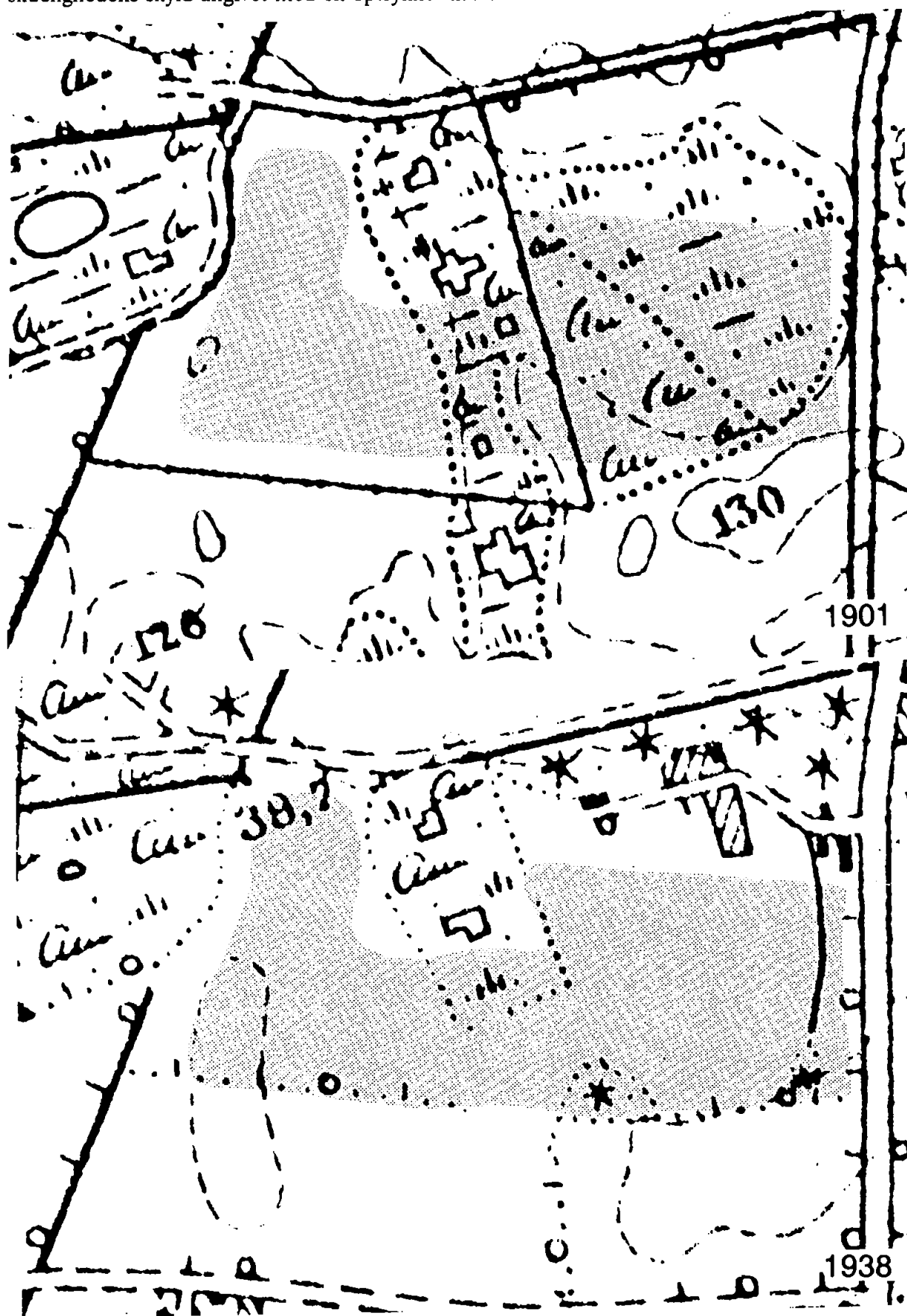
Vandkvalitetsinstituttet (1984): Vurdering af kemikalieforurening fra Stengårdens Losseplads, Kirke Hvalsø. Hvalsø Kommune: Rapport til Superfos A/S, Hvalsø Kommune, Miljøstyrelsen og Strandvejsgasværket A/S. Udført af Vandkvalitetsinstituttet, Kemikaliekontrollen, Geoteknisk Institut og Hvalsø Kommune.

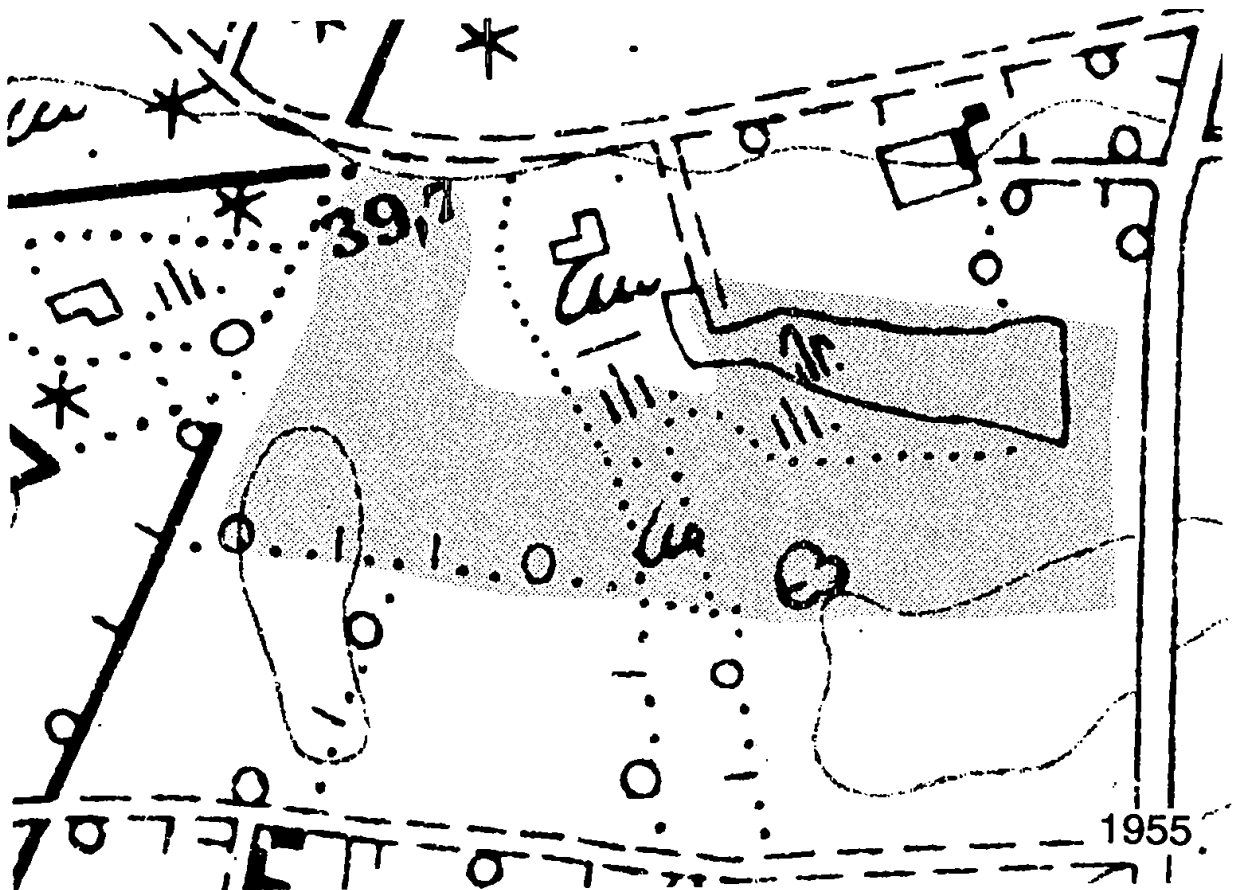
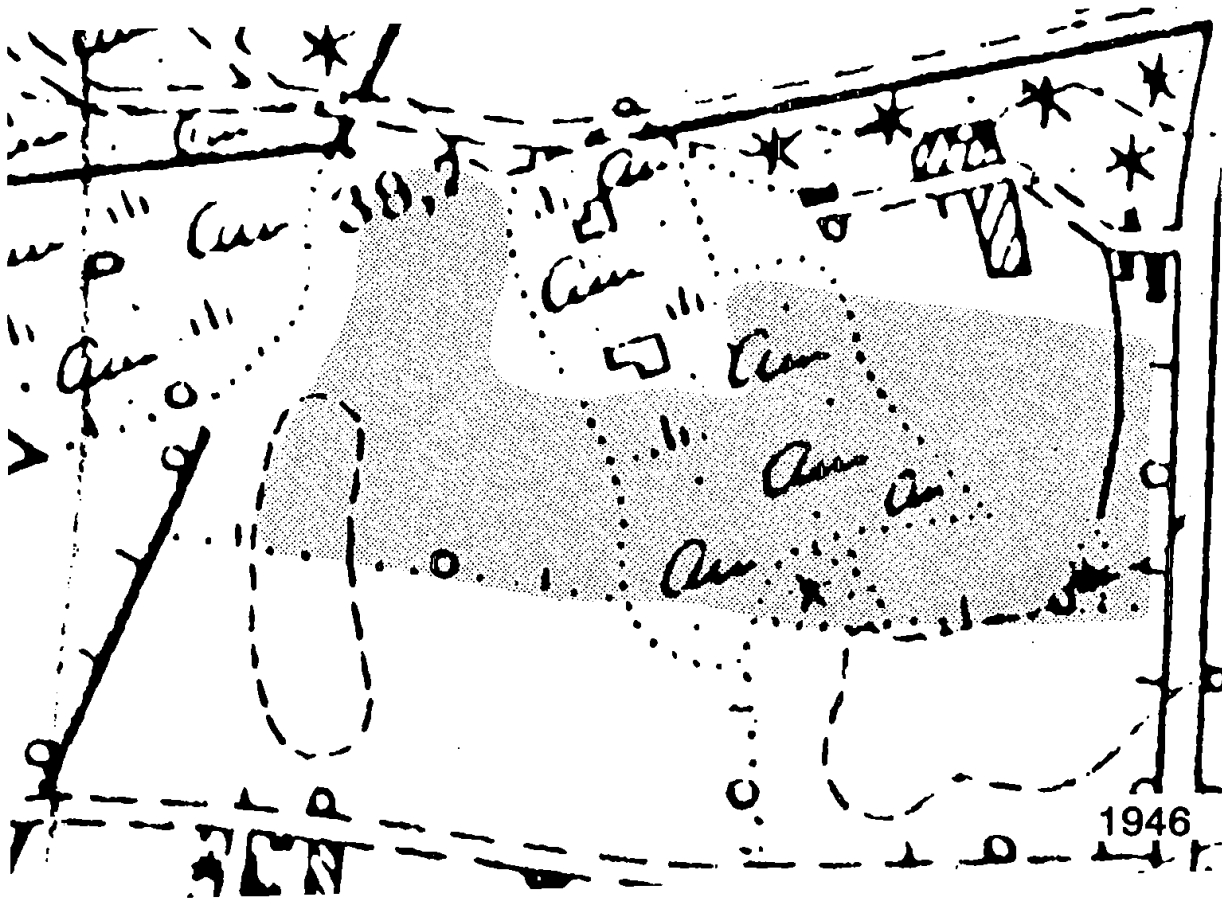
Vedby, S. & Nielsen, A-M (1990): Undersøgelser ved Vejen Losseplads: Lagfølgeboringer. Rapport H1, 122 sider. Lossepladsprojektet.

APPENDIKS 1

Udsnit af målebordsblade

Nedenstående er vist en opfotografering af de gamle målebordsblade i et målforhold svarende til det i denne rapport benyttede grundkort. Lossepladsen endelige grundrids er for overskuelighedens skyld angivet med en optrykket linie.





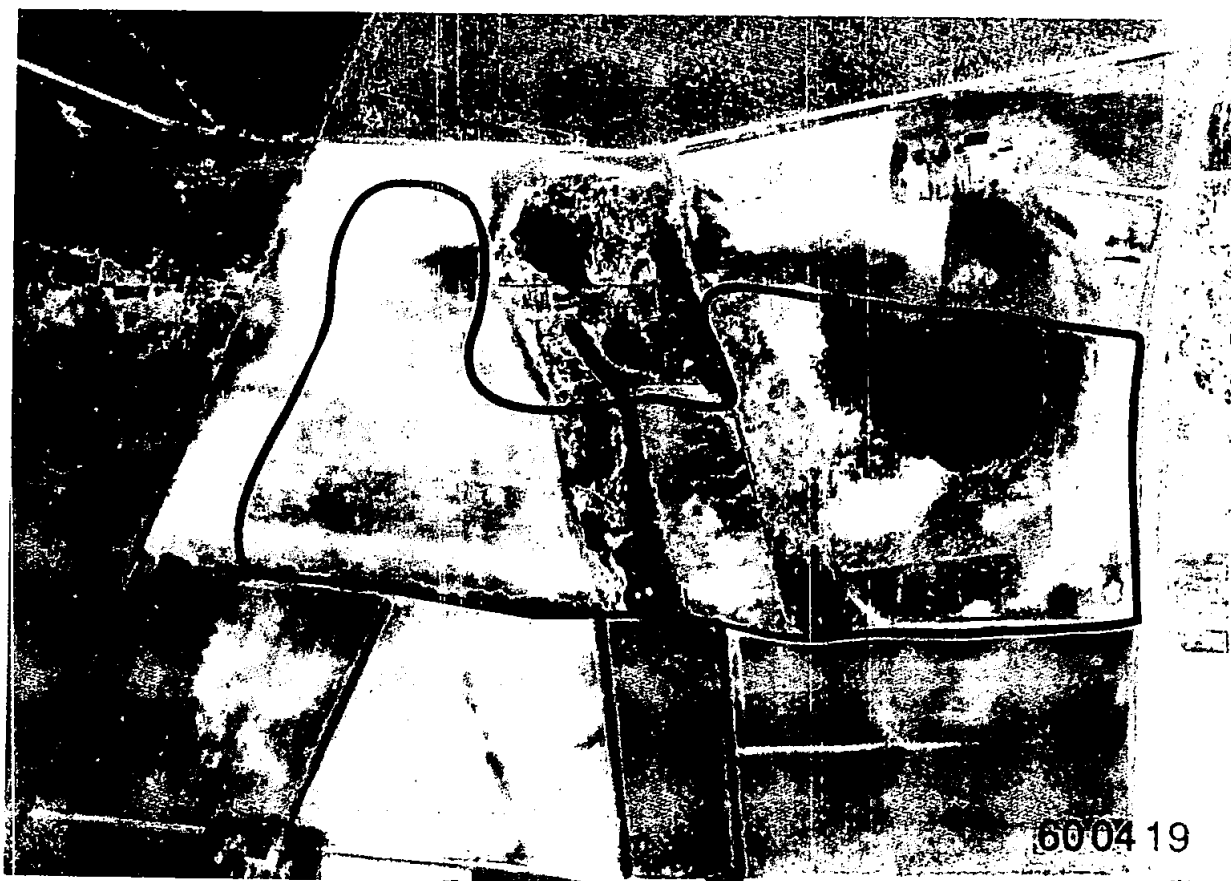
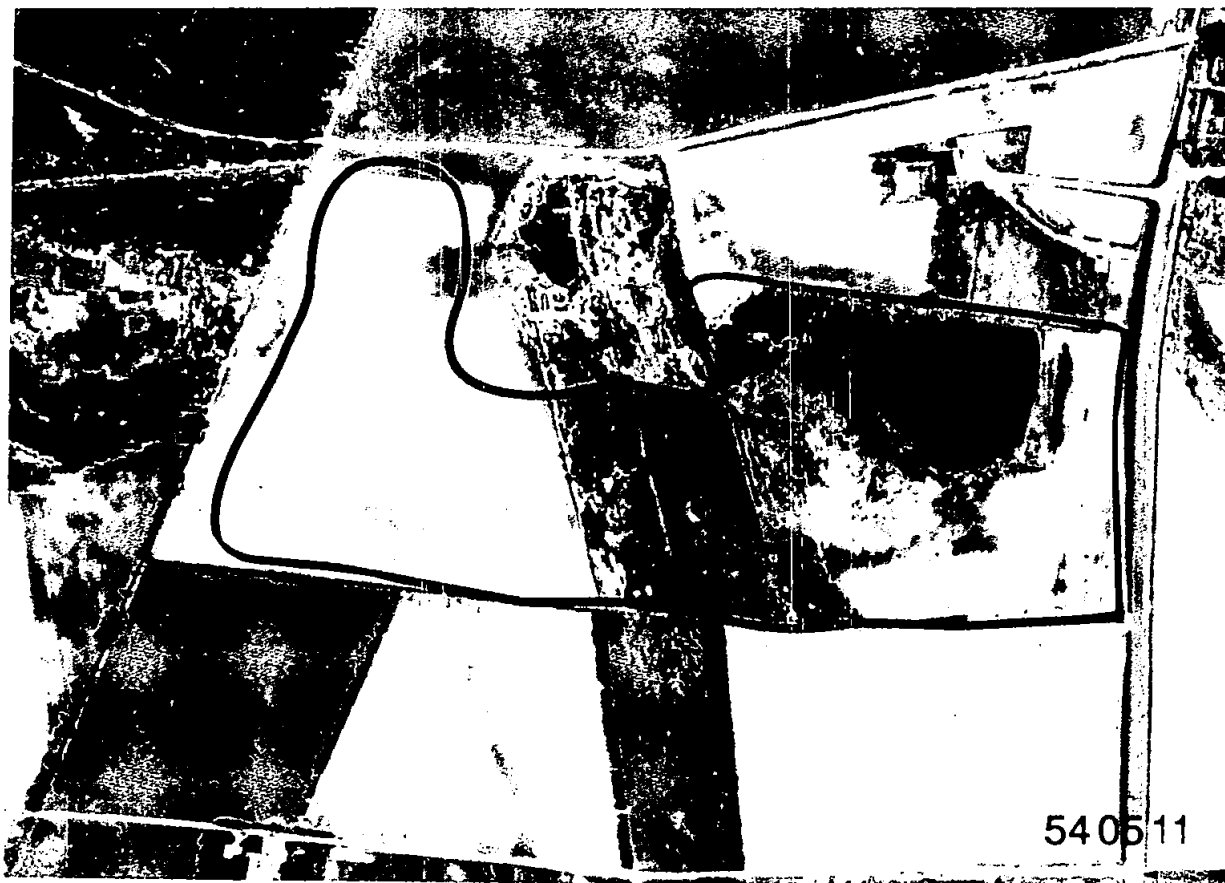
APPENDIKS 2

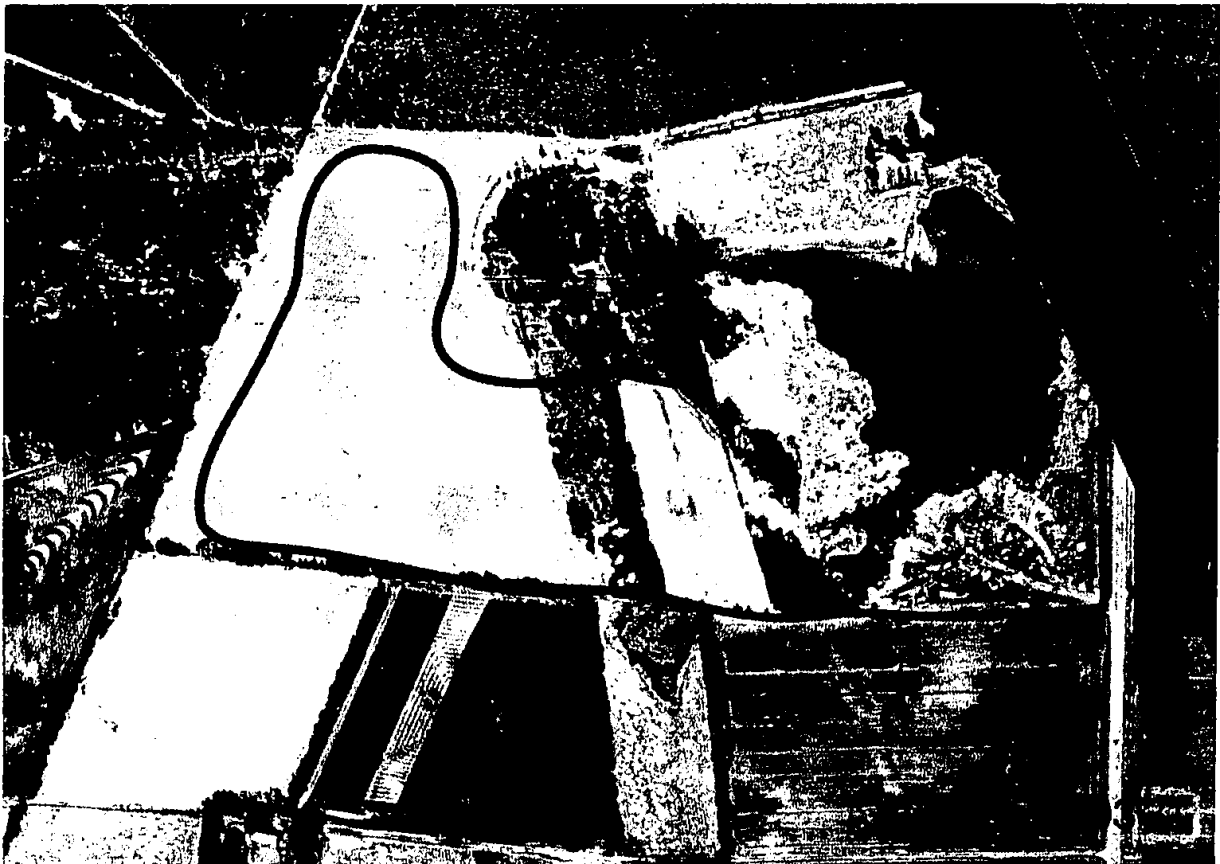
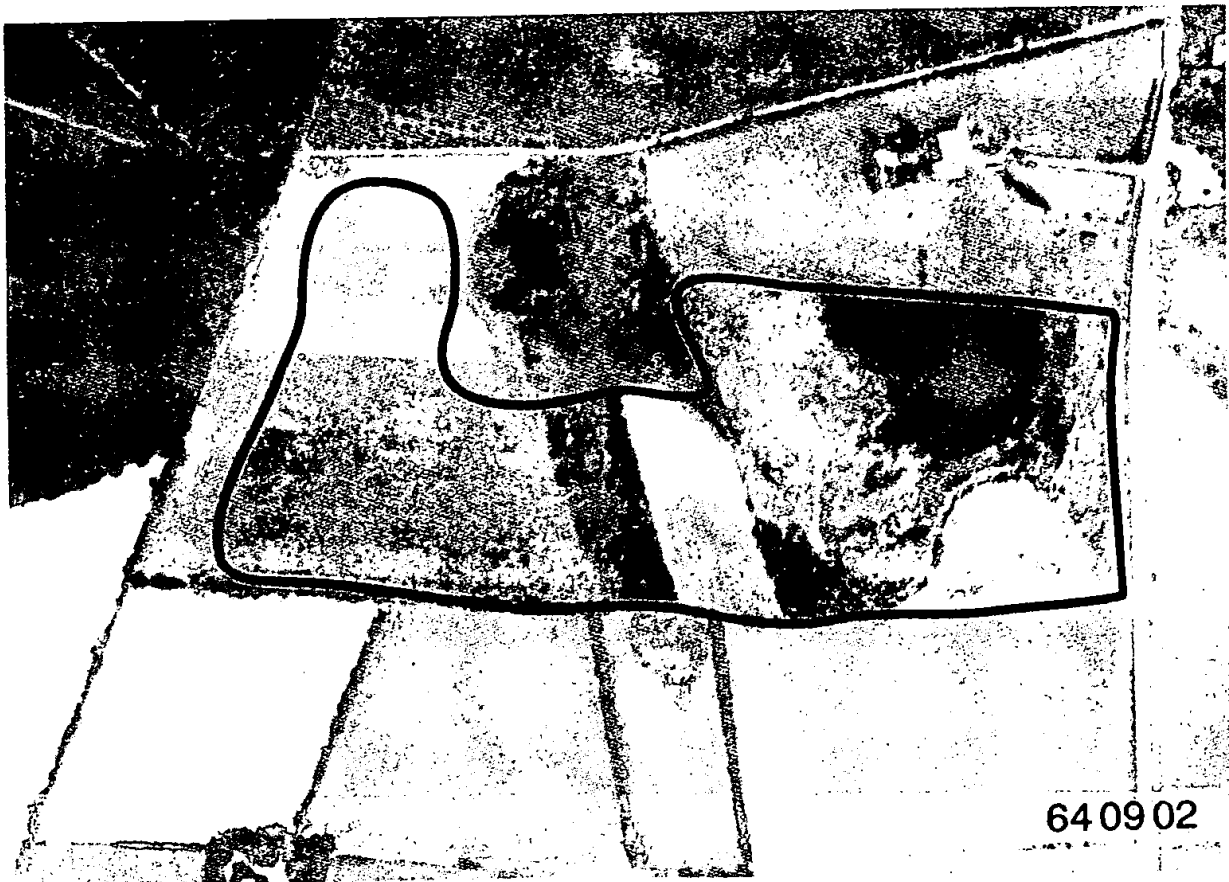
Udsnit af flyfotografier

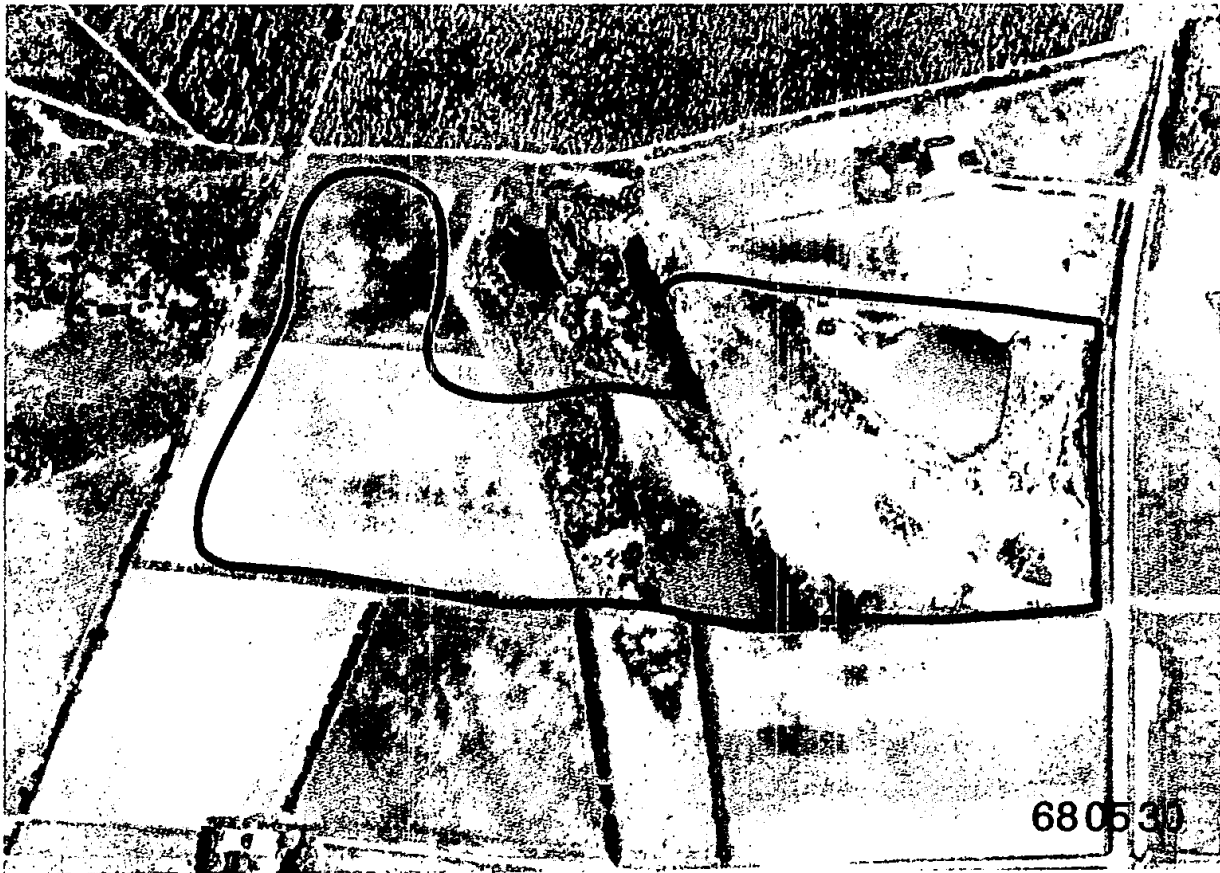
Nedenstående er vist opfotograferinger af flyfotografier fra området i et målforhold svarende til det i denne rapport benyttede grundkort. Lossepladsens endelige grundrids er for overskuelighedens skyld angivet med en optrukket linie. Kun de flyfotos hvor der er væsentlige ændringer fra den forrige fotograferingsdato er medtaget.



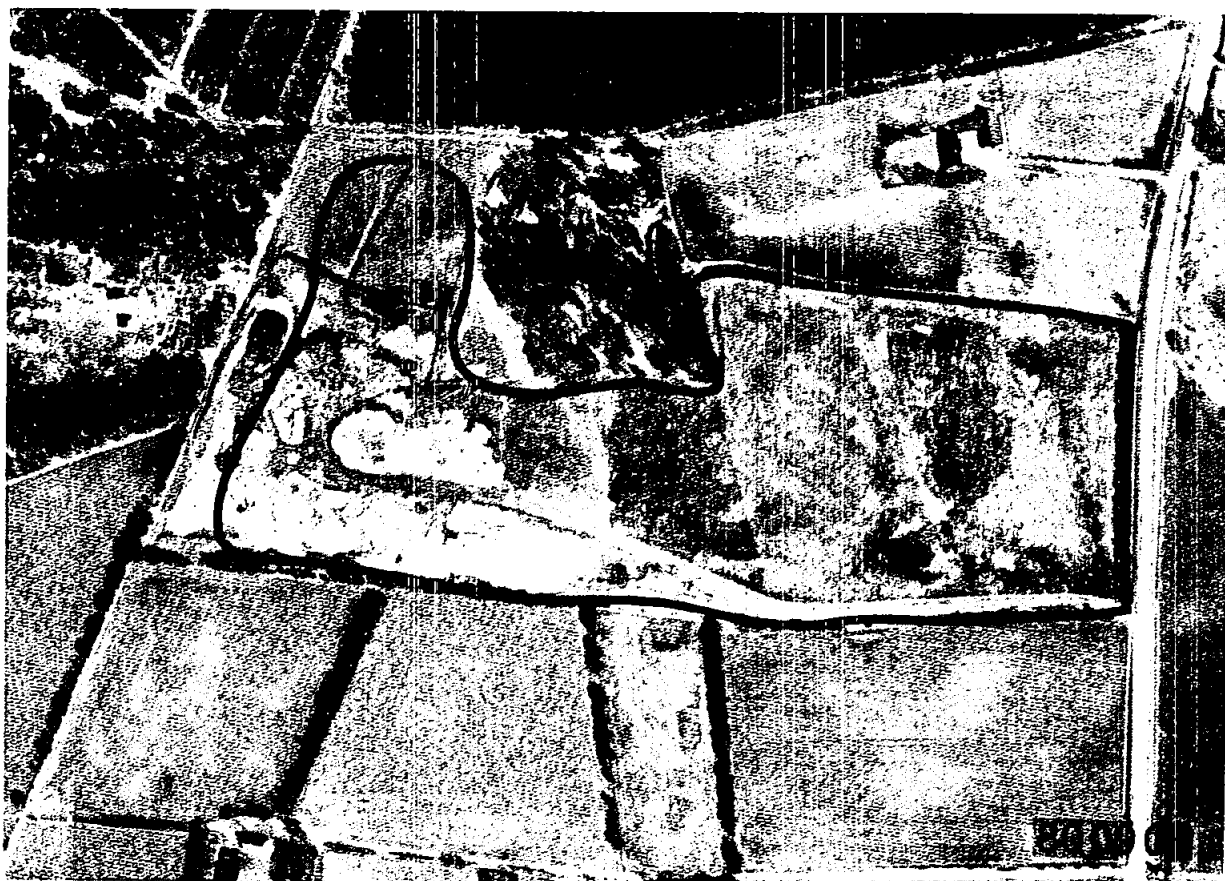
4507 16











APPENDIKS 3

Dataark for kortlægningsboringer

På de følgende sider præsenteres dataark for kortlægningsboringerne. Der er benyttet samme grafisk lay out som for BOTESAM-boringerne i H5-rapporten (Hinsby, 1990), så en direkte sammenligning er mulig. I arkene er nedenviste signaturforklaring benyttet:

Signaturforklaring:



Sand



Ler



Ler el. gytje



Fyld

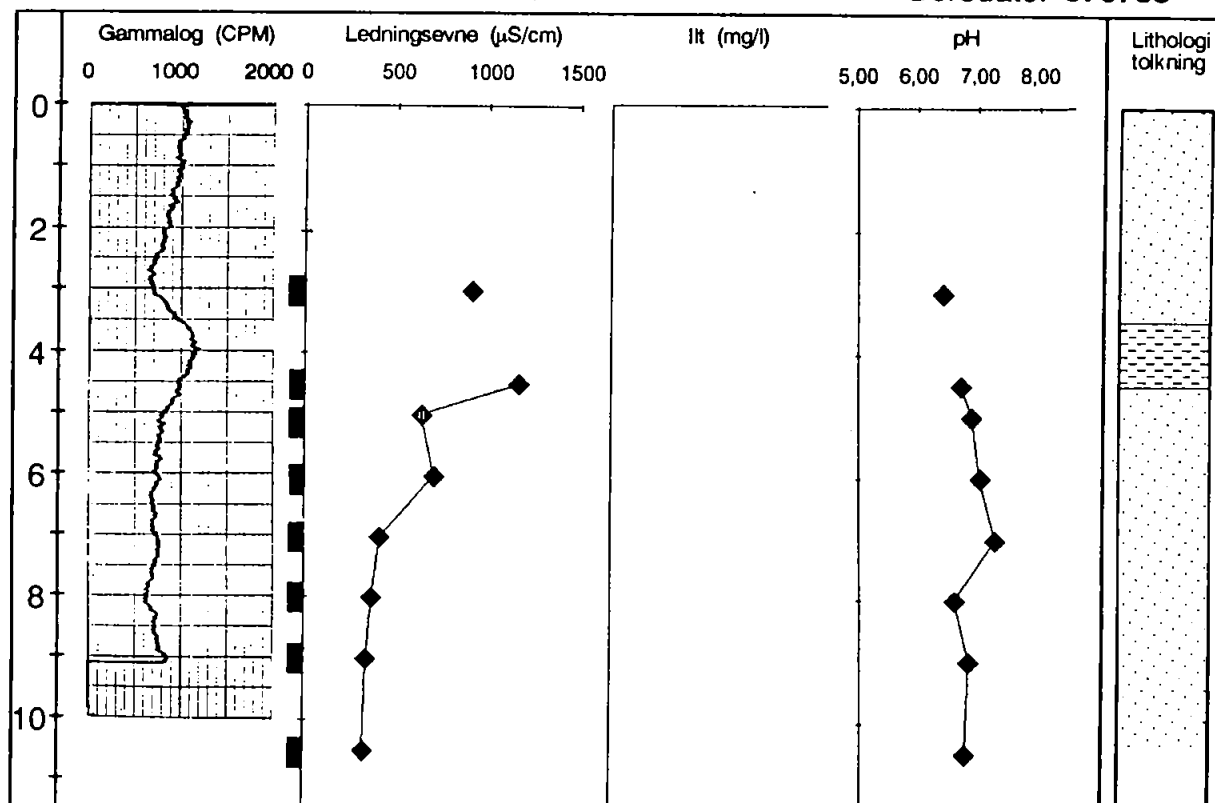


Filterlængde og -placering
under prøvetagning

Boring: LR1

Terraenkote: 40,0

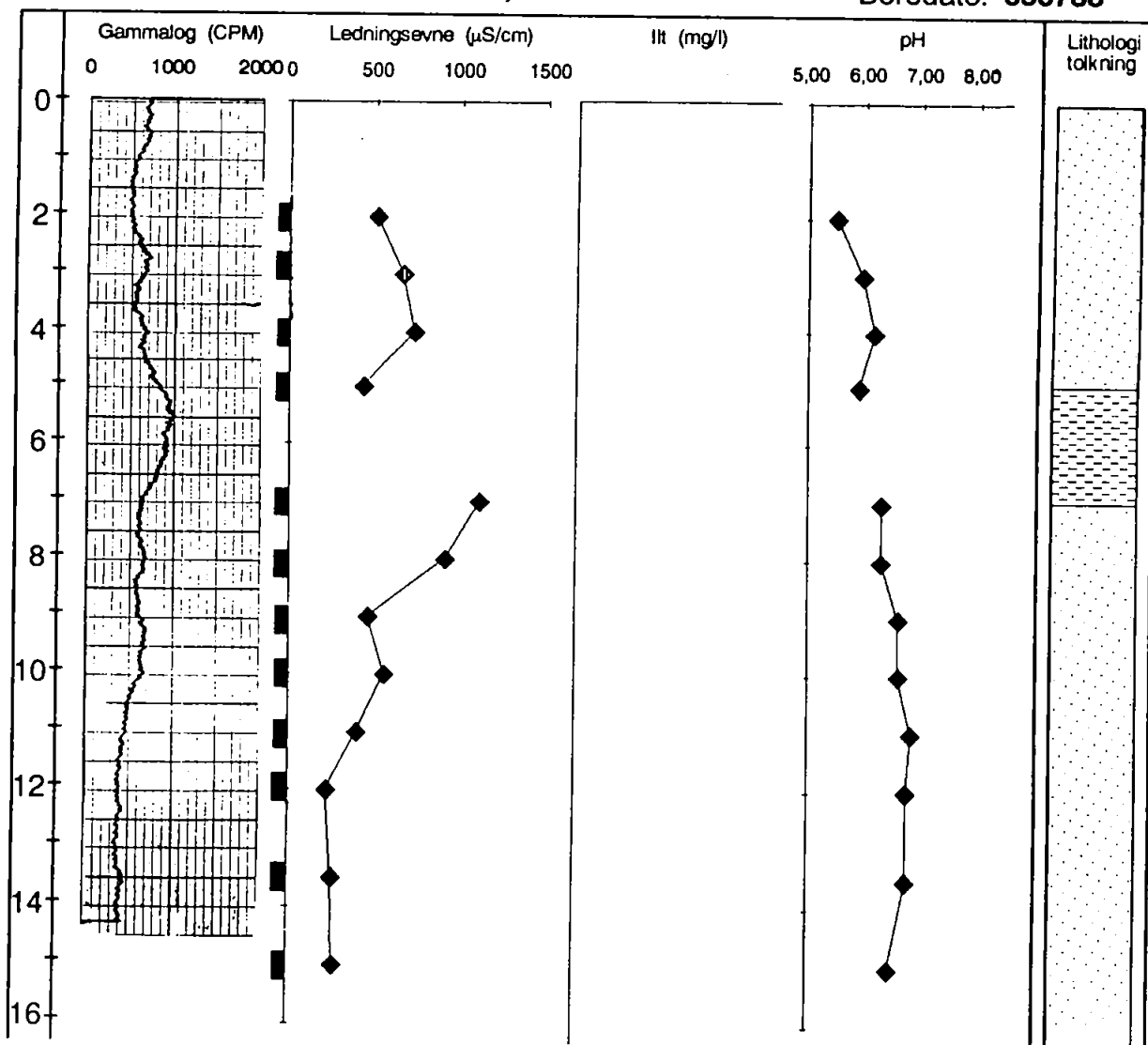
Boredato: 070788



Boring: LR2

Terraenkote: 38,3

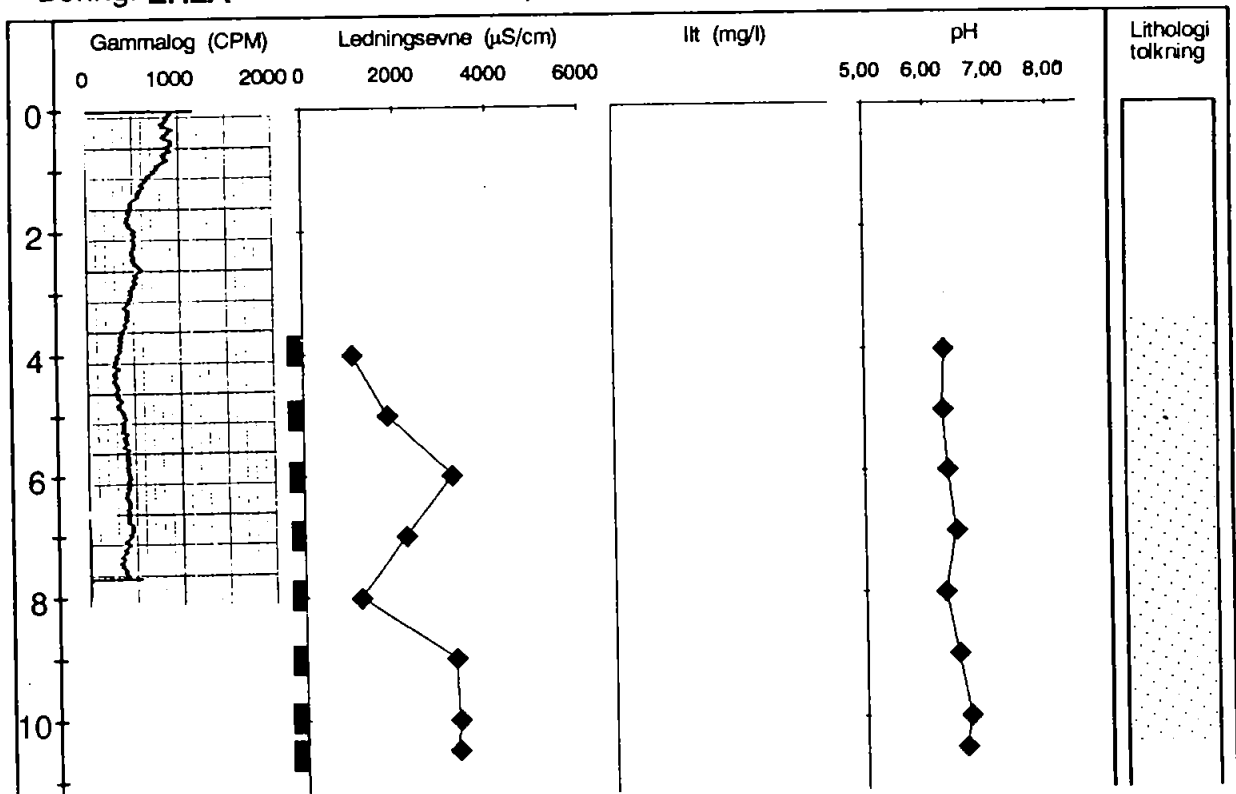
Boredato: 050788



Boring: LR2A

Terrænkote: 38,3

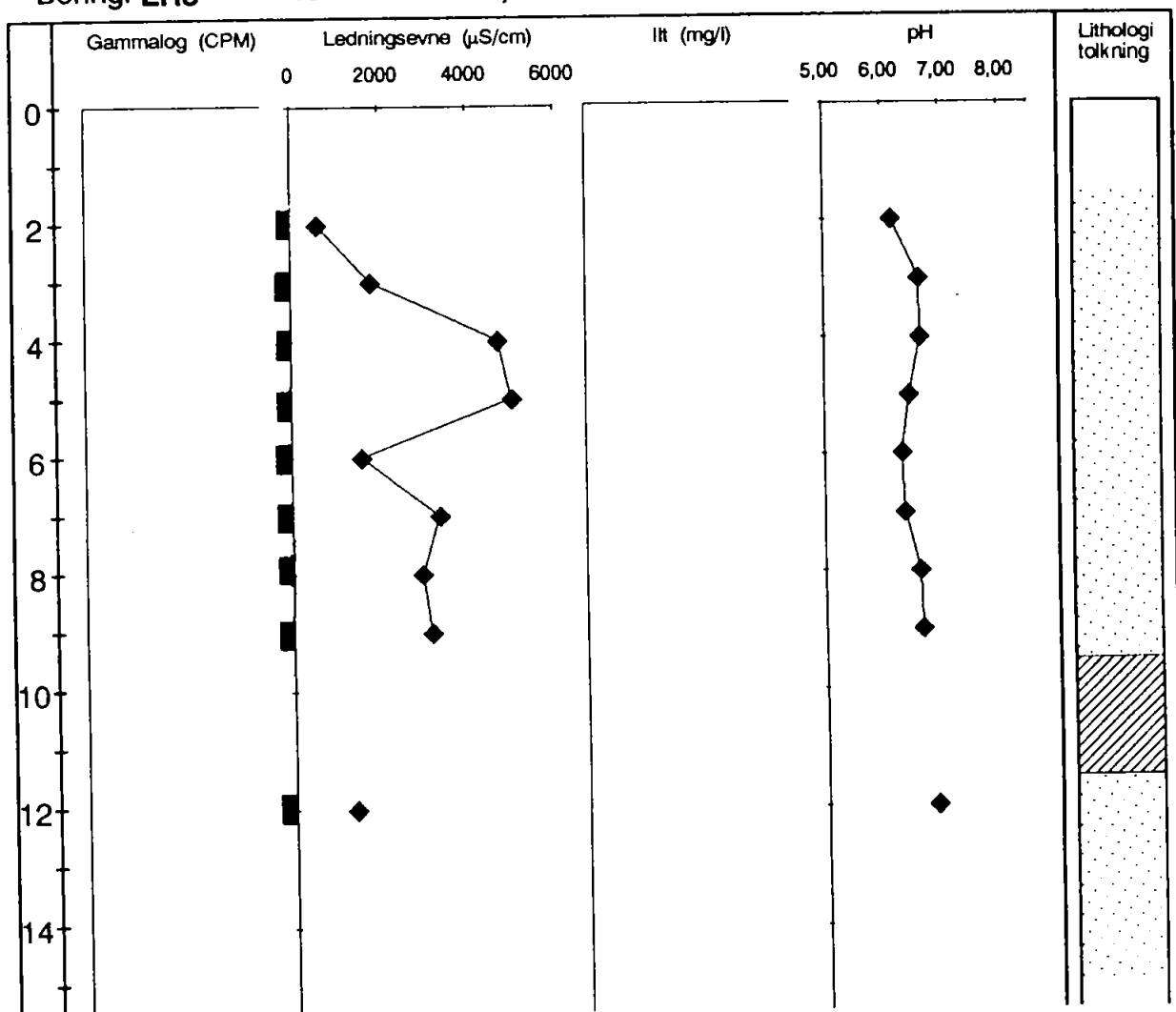
Boredato: 080788



Boring: LR3

Terrænkote: 38,4

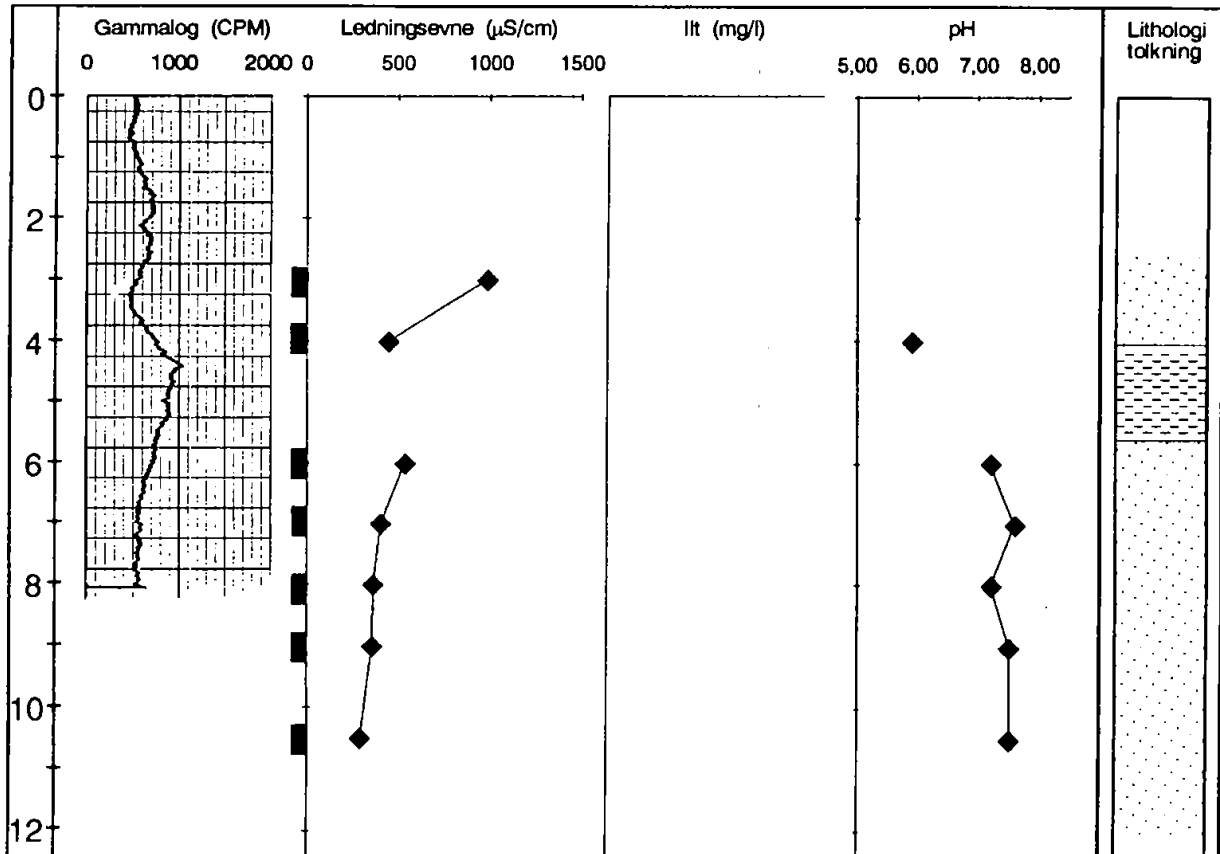
Boredato: 060788



Boring: LR4

Terrænkote: 40,6

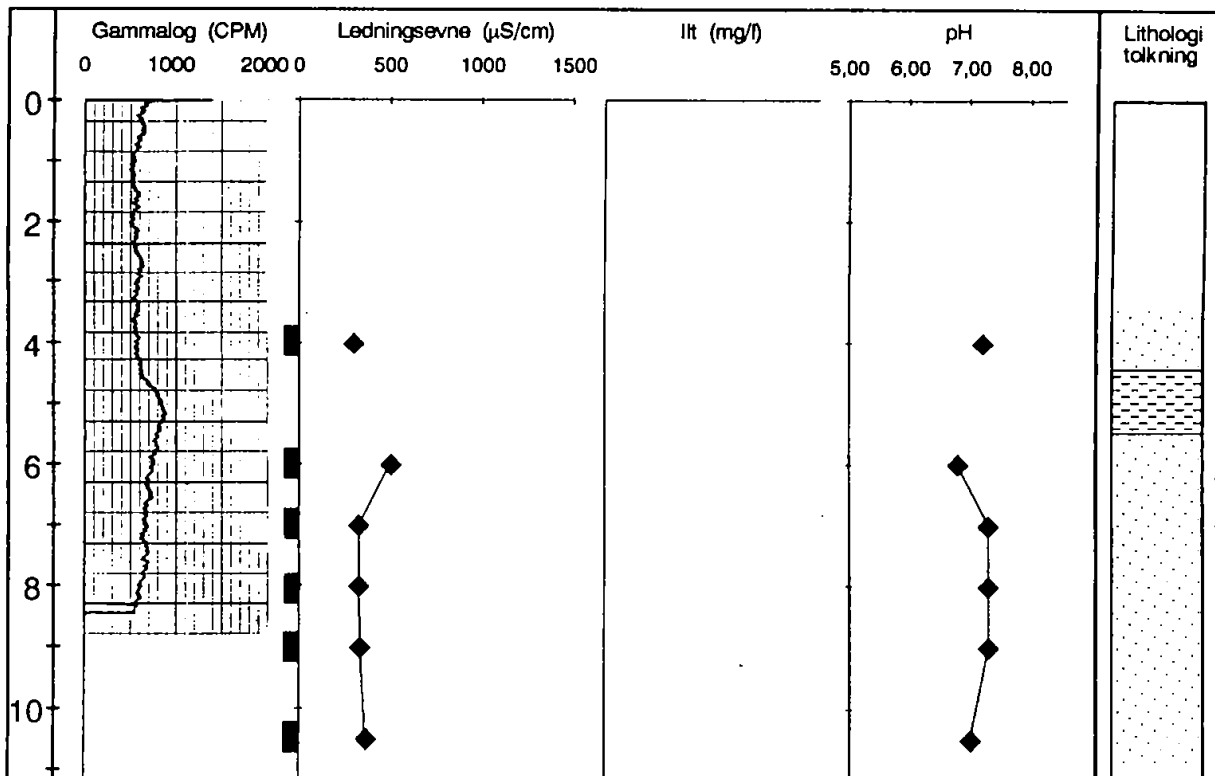
Boredato: 050988



Boring: LR5

Terrænkote: 40,5

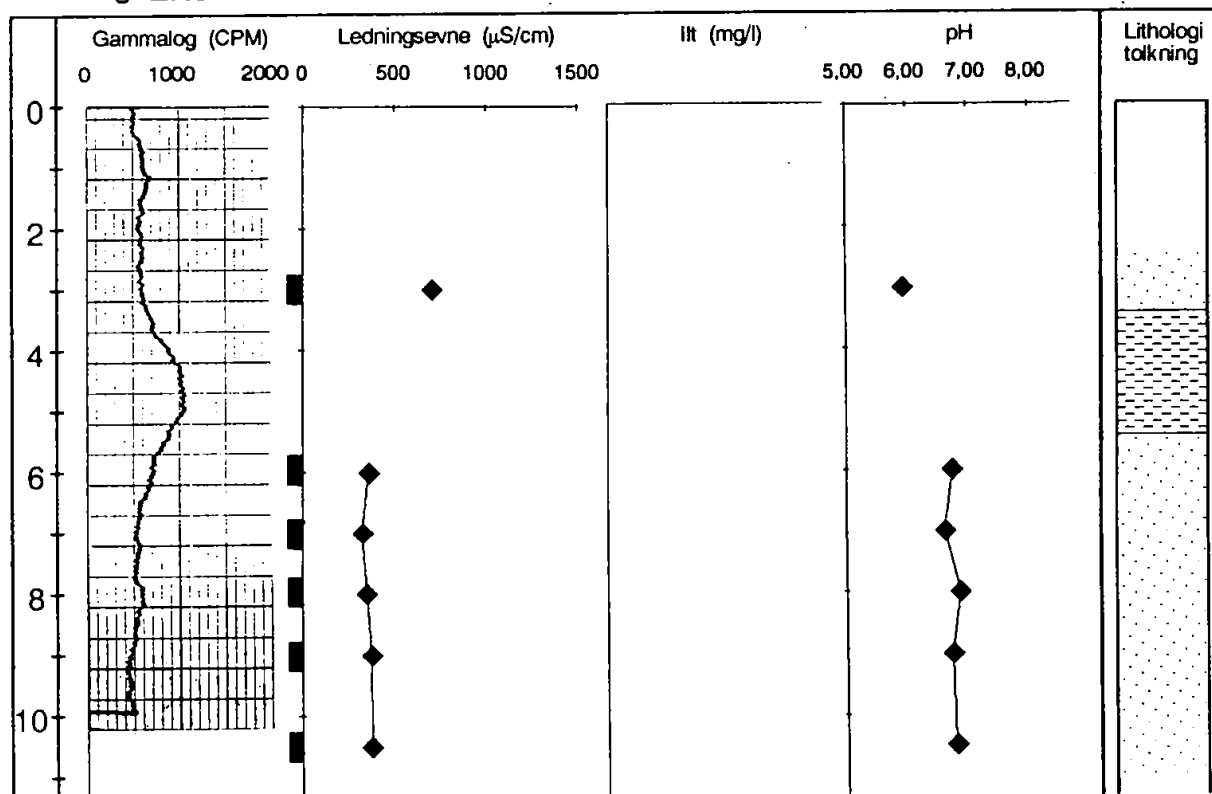
Boredato: 060988



Boring: LR6

Terraenkote: 39,7

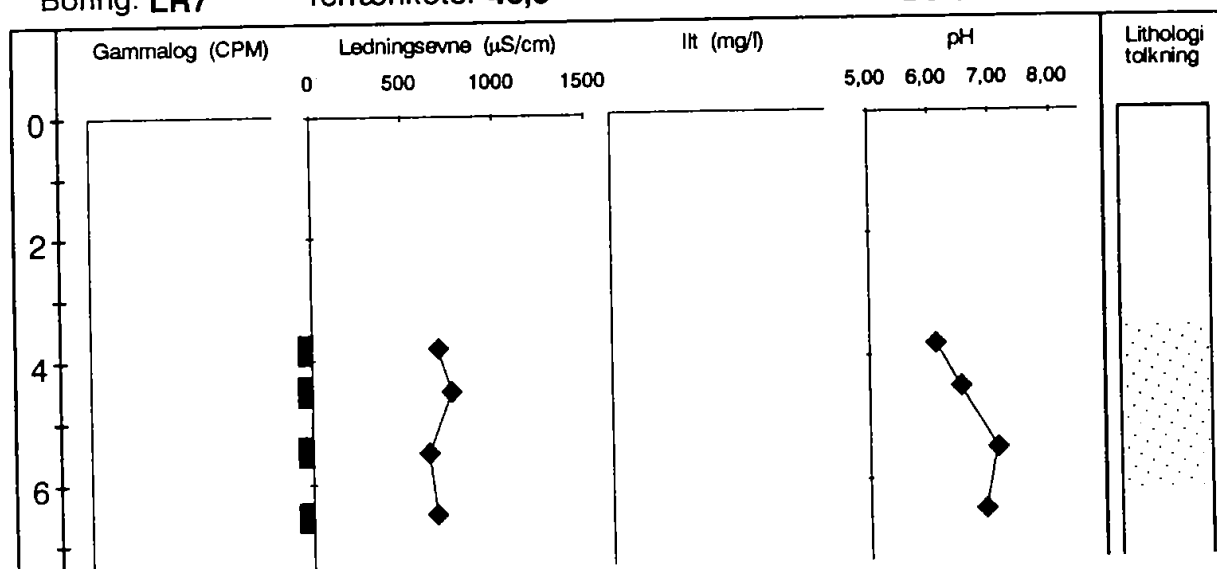
Boredato: 070788

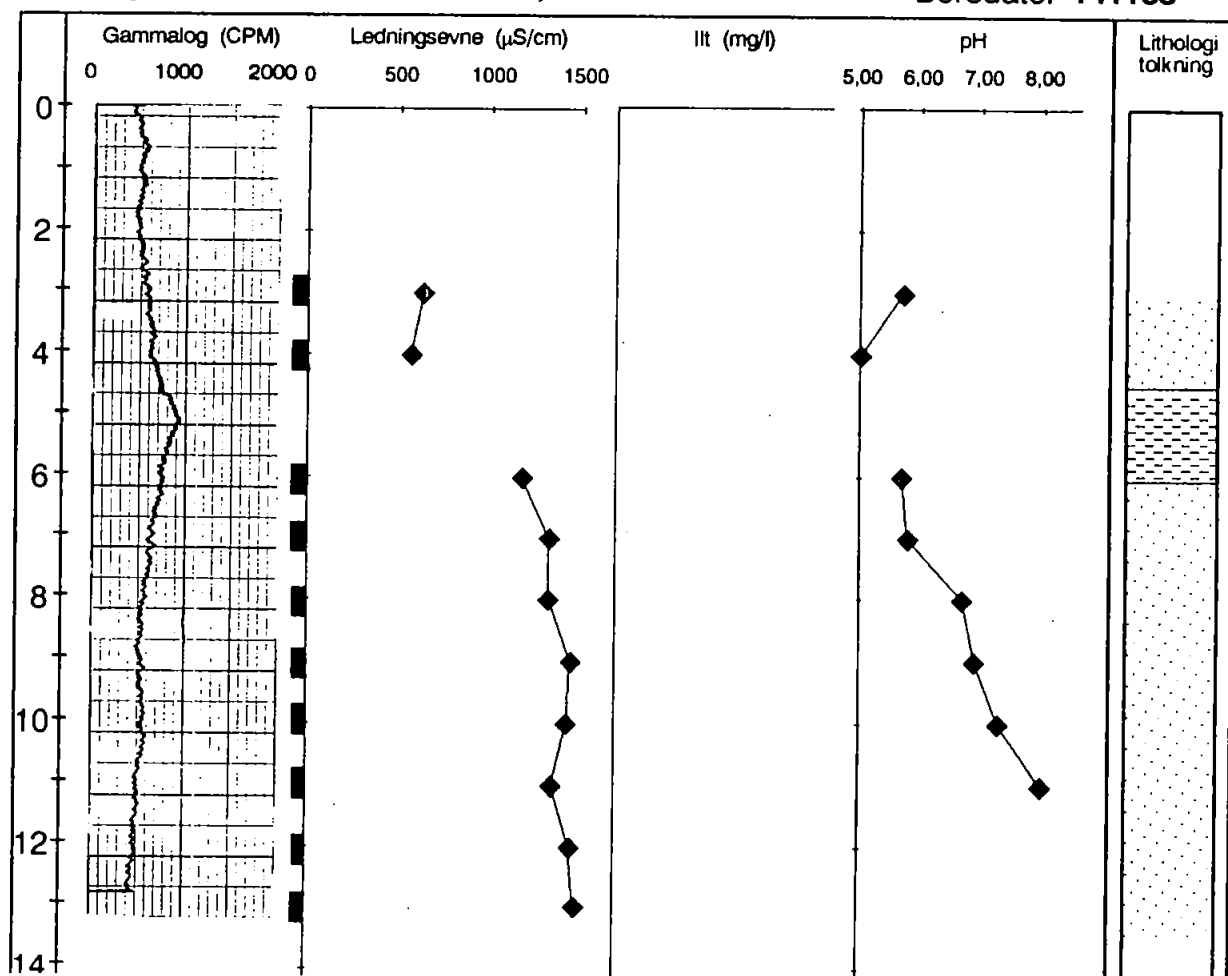
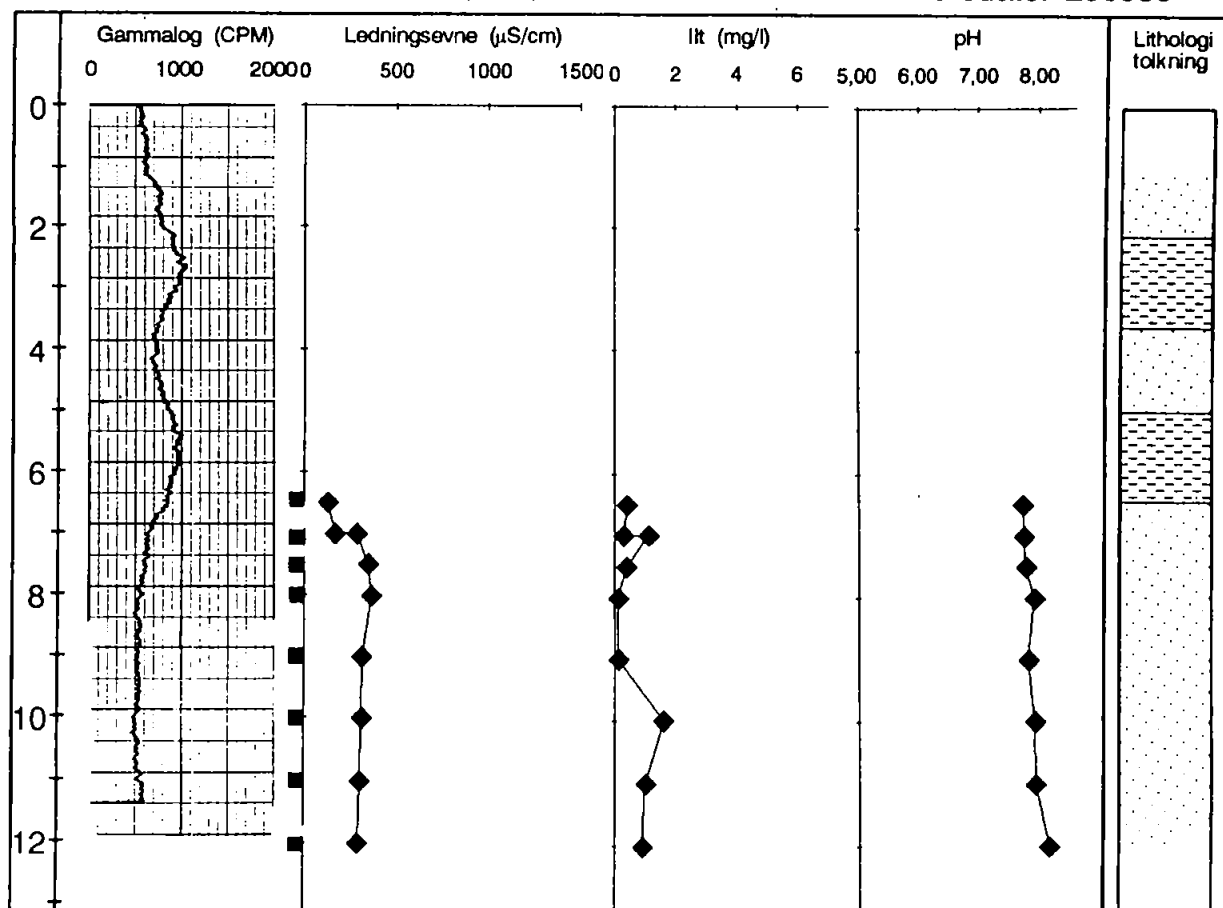


Boring: LR7

Terraenkote: 40,9

Boredato: 070988

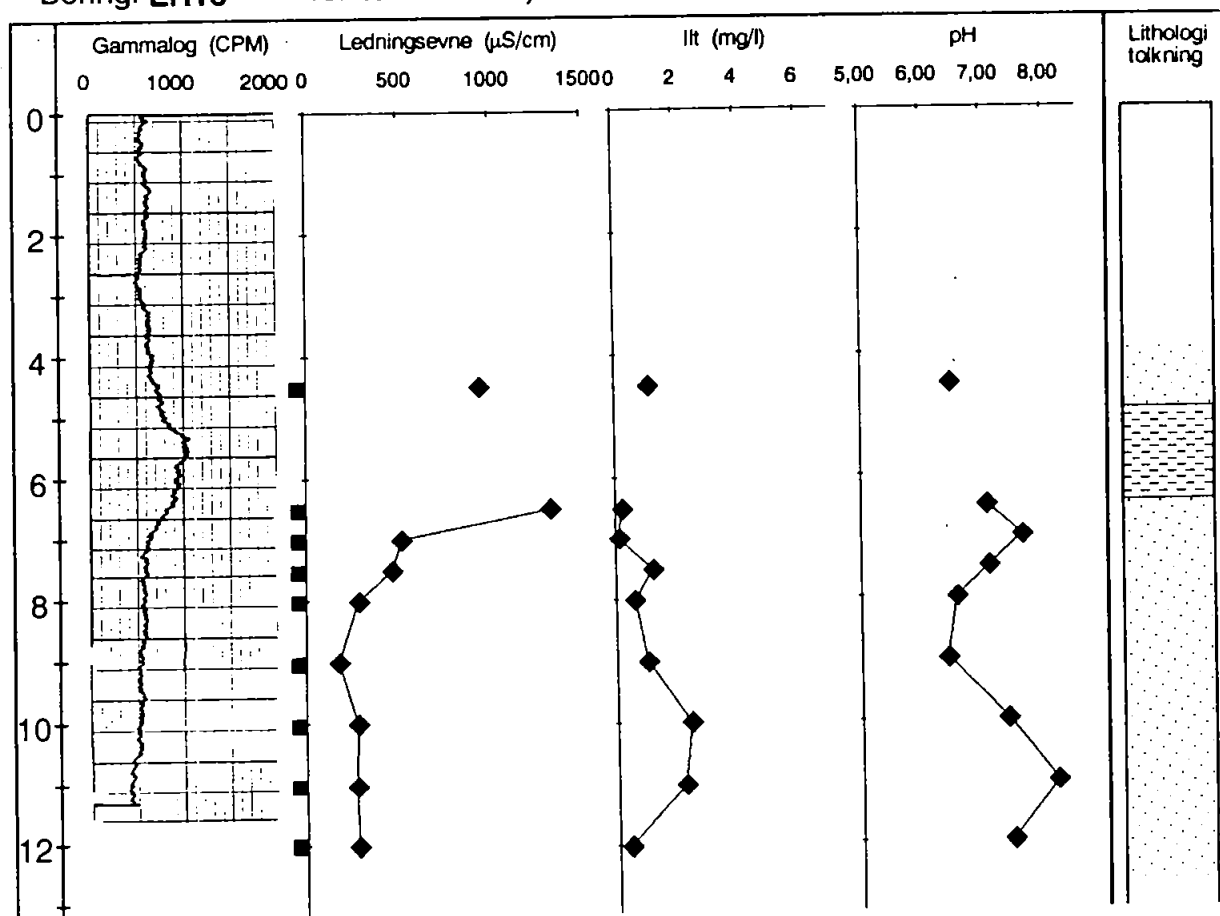


Boring: **LR8**Terrænkote: **40,6**Boredato: **141188**Boring: **LR9**Terrænkote: **41,5**Boredato: **250989**

Boring: LR10

Terraenkote: 40,7

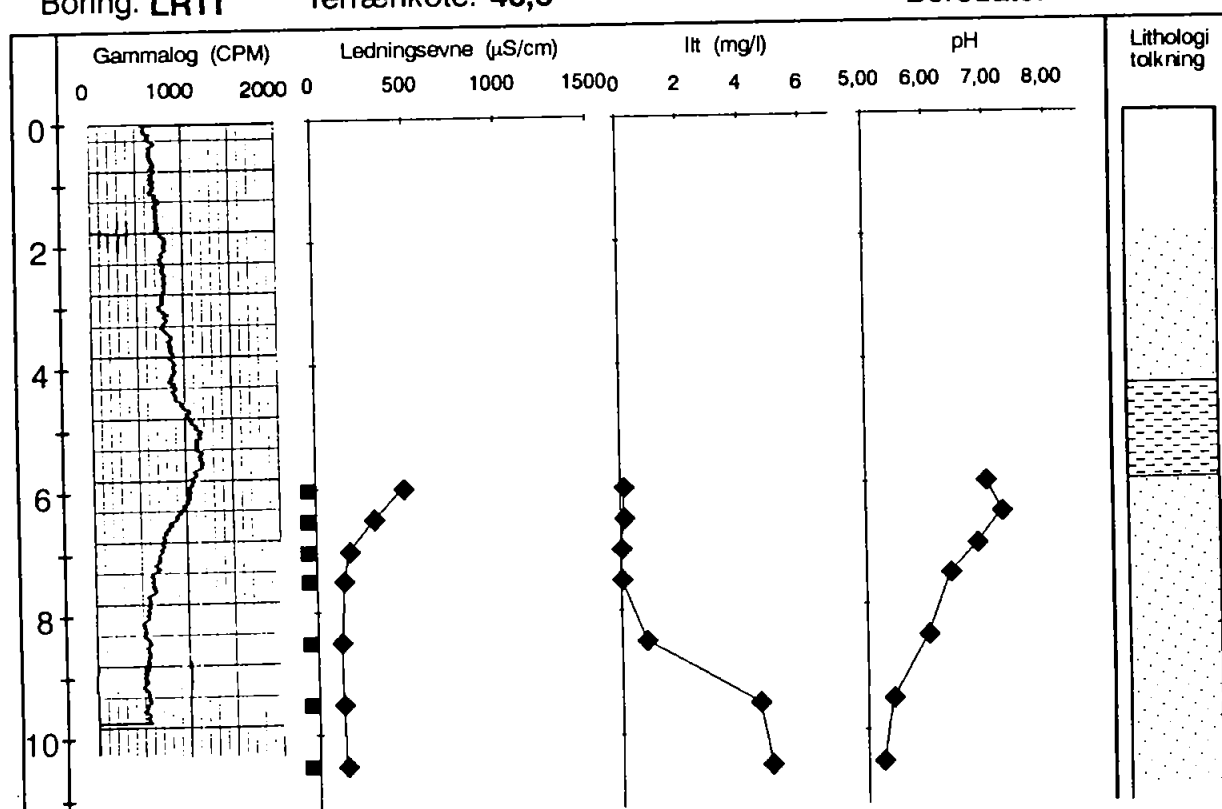
Boredato: 270989

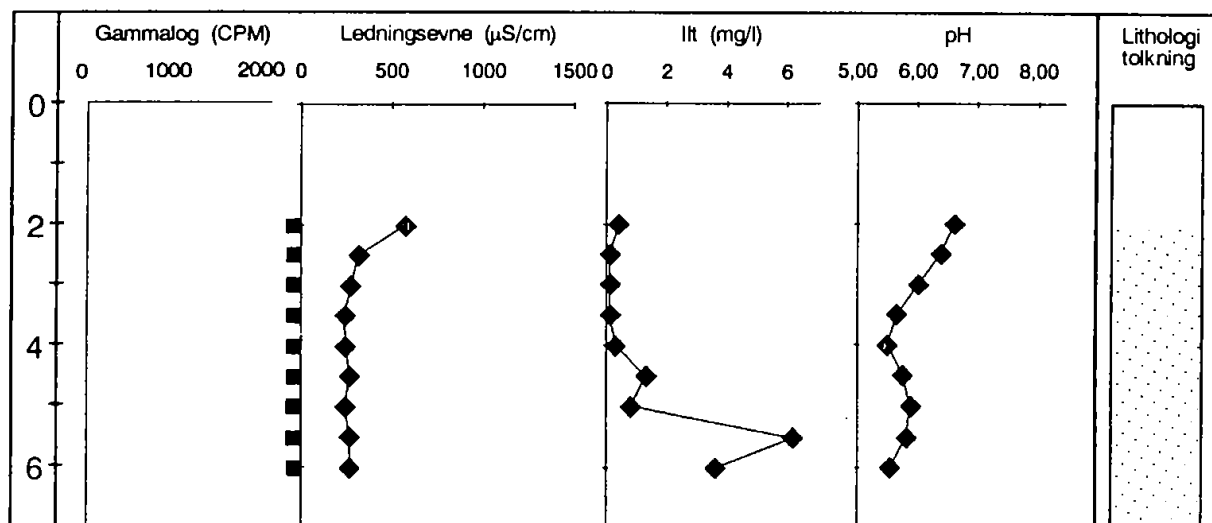
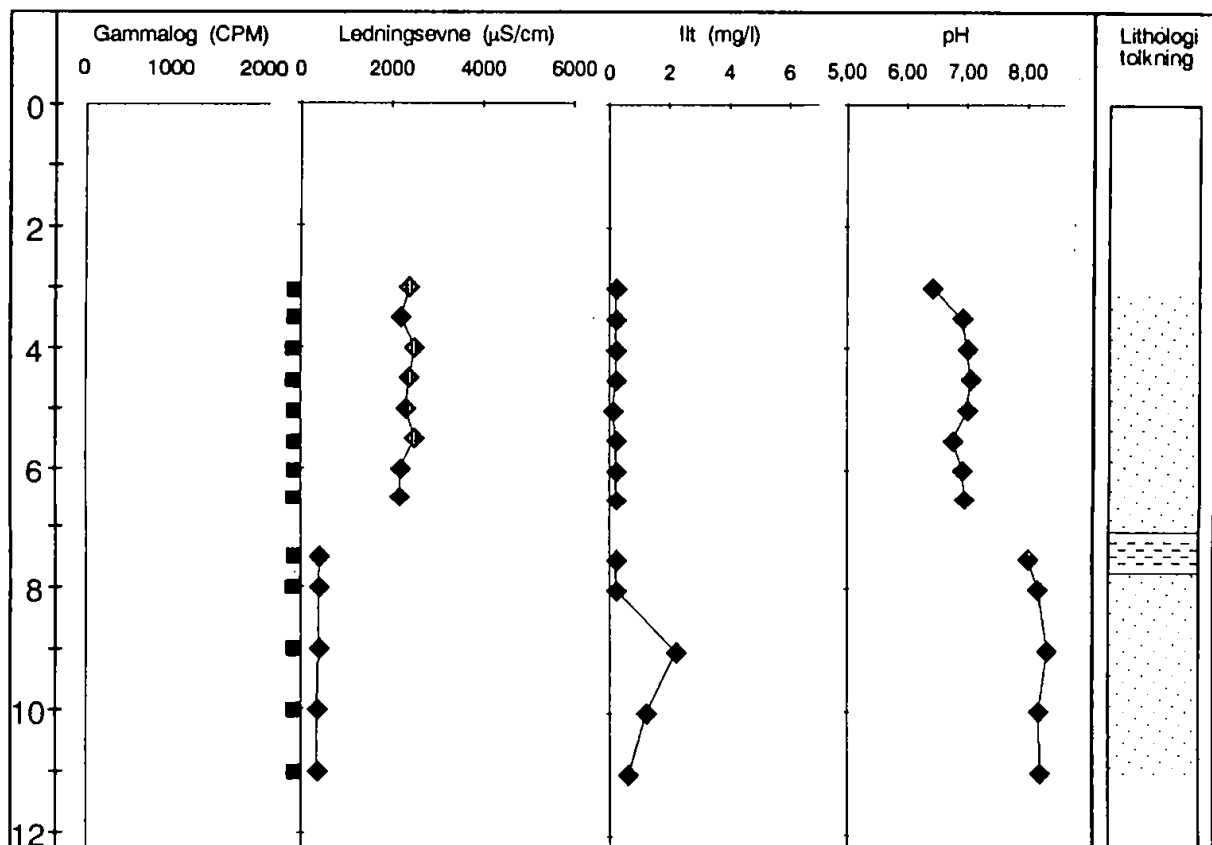


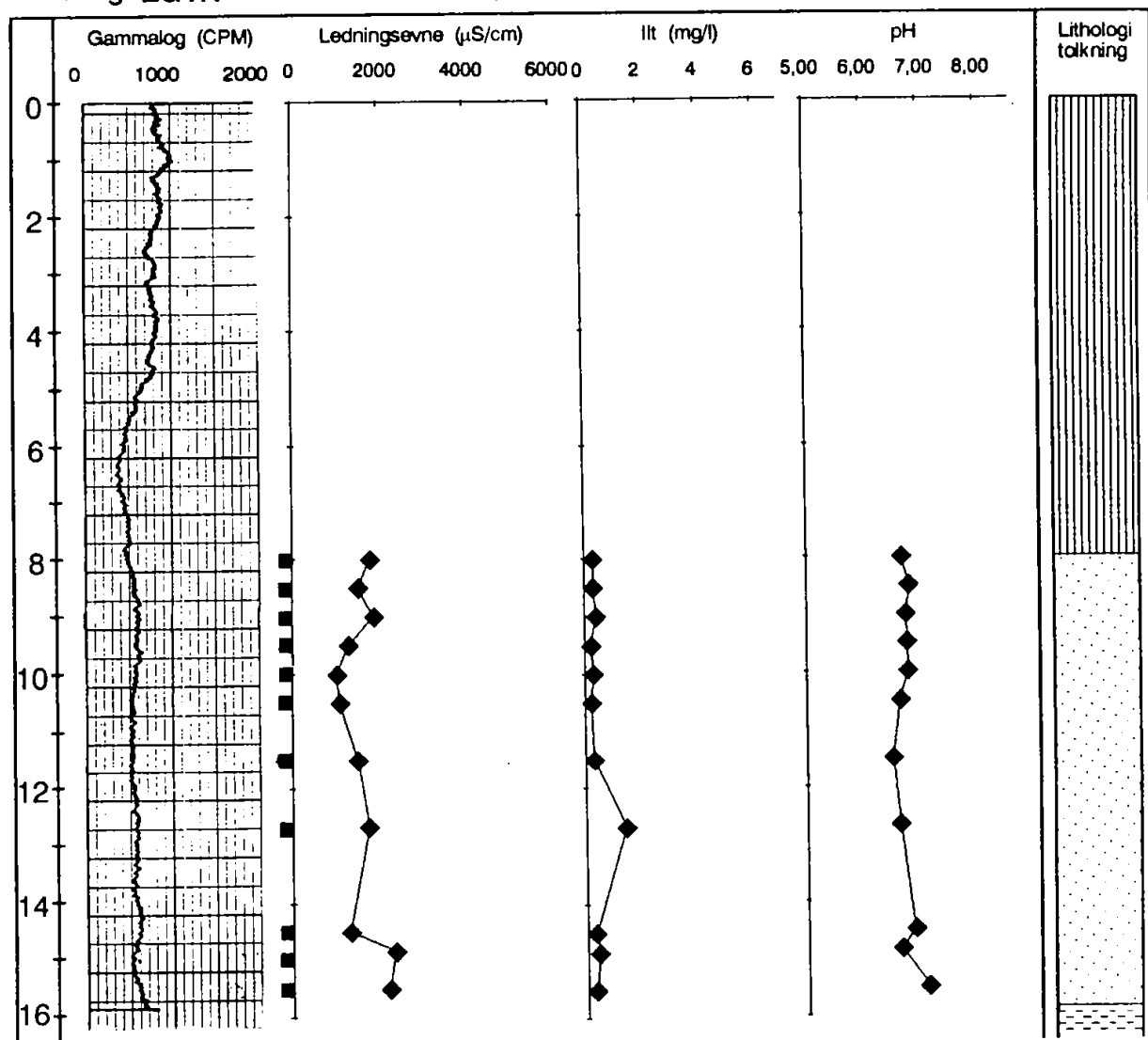
Boring: LR11

Terraenkote: 40,6

Boredato: 280989

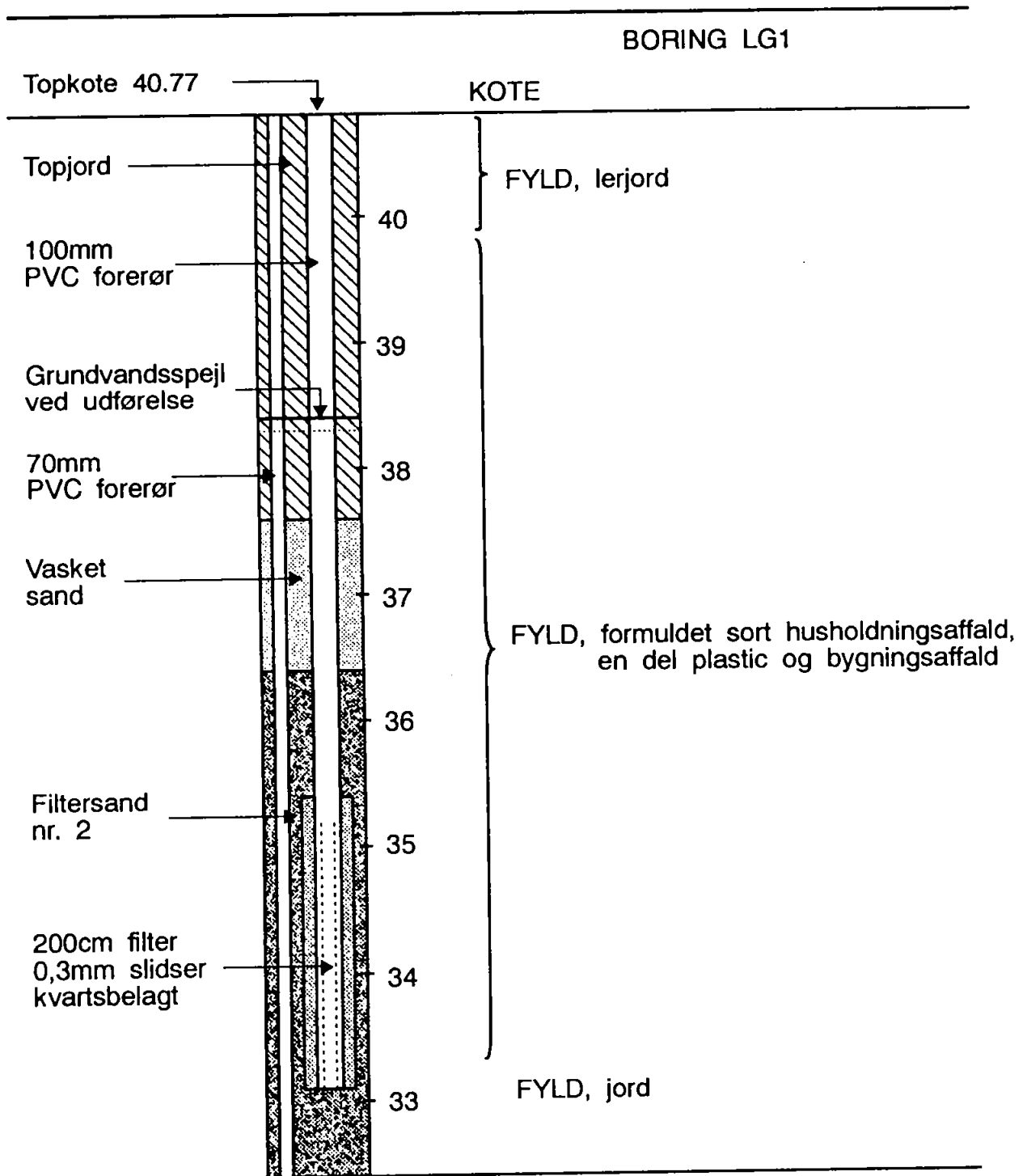


Boring: **LR12**Terraenkote: **38,0**Boredato: **311089**Boring: **LR13**Terraenkote: **38,0**Boredato: **311089**

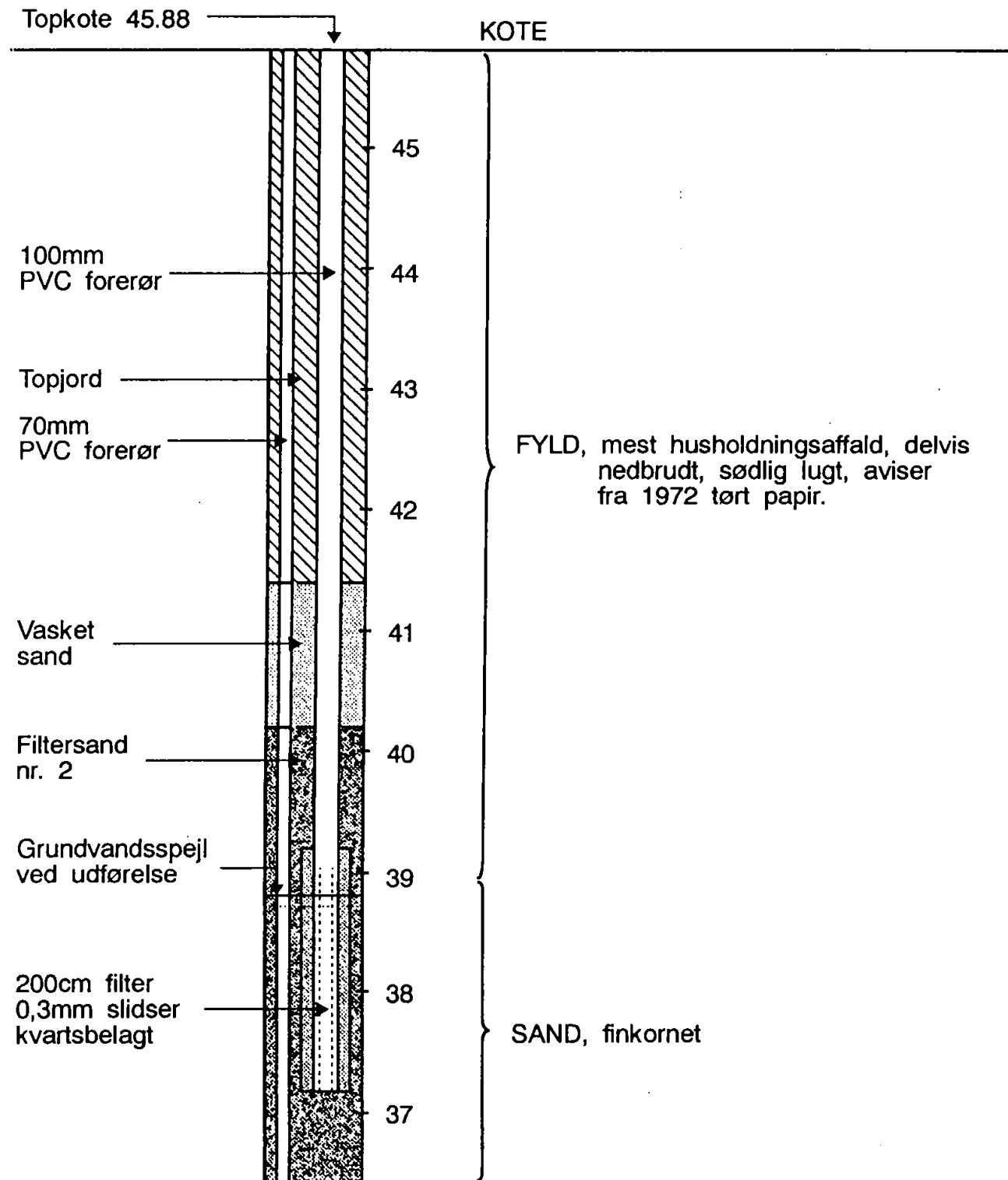
Boring: **LG1R**Terrænkote: **40,4**Boredato: **2909/301089**

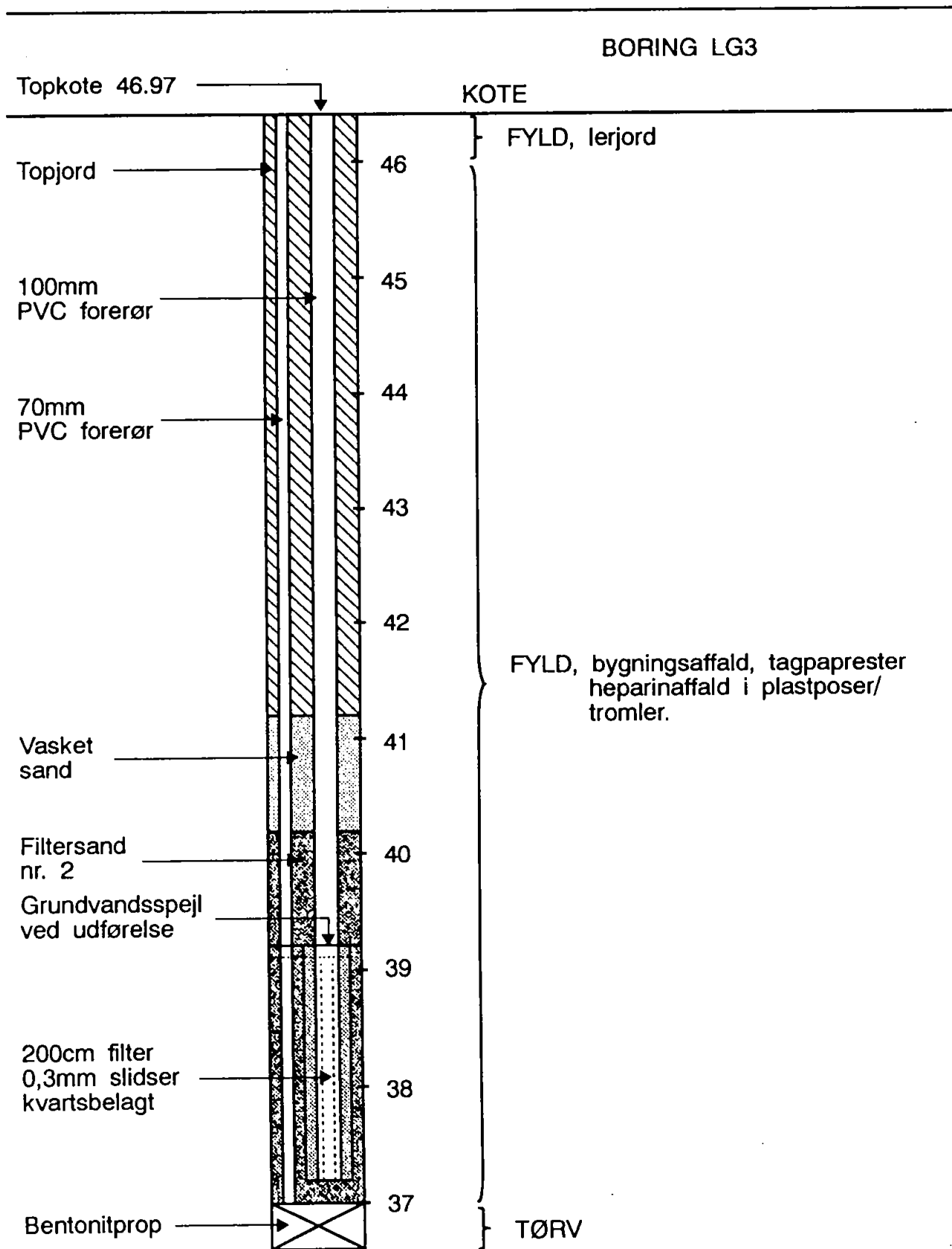
APPENDIKS 4

Boringsbeskrivelser for
udførte perkolatboringer

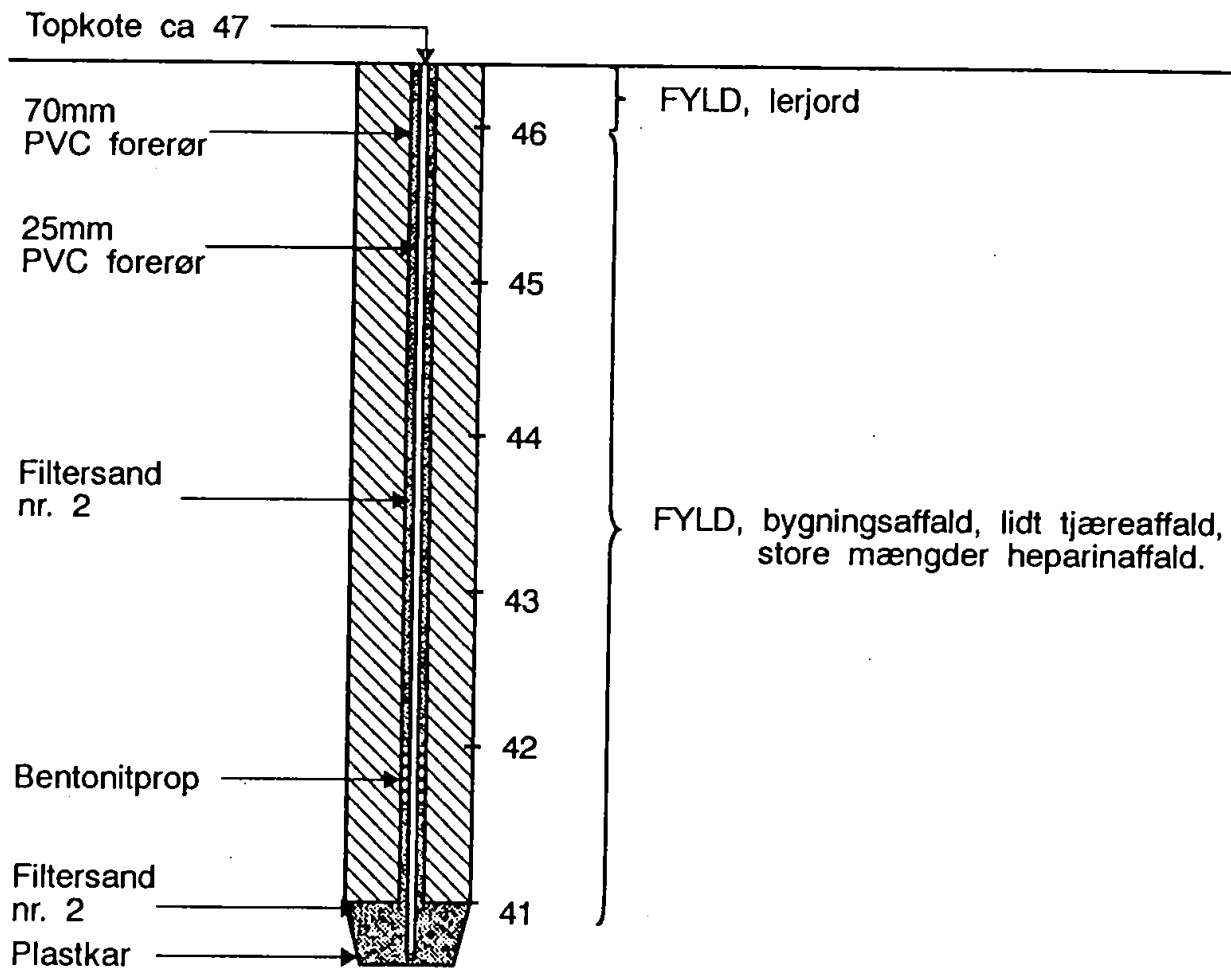


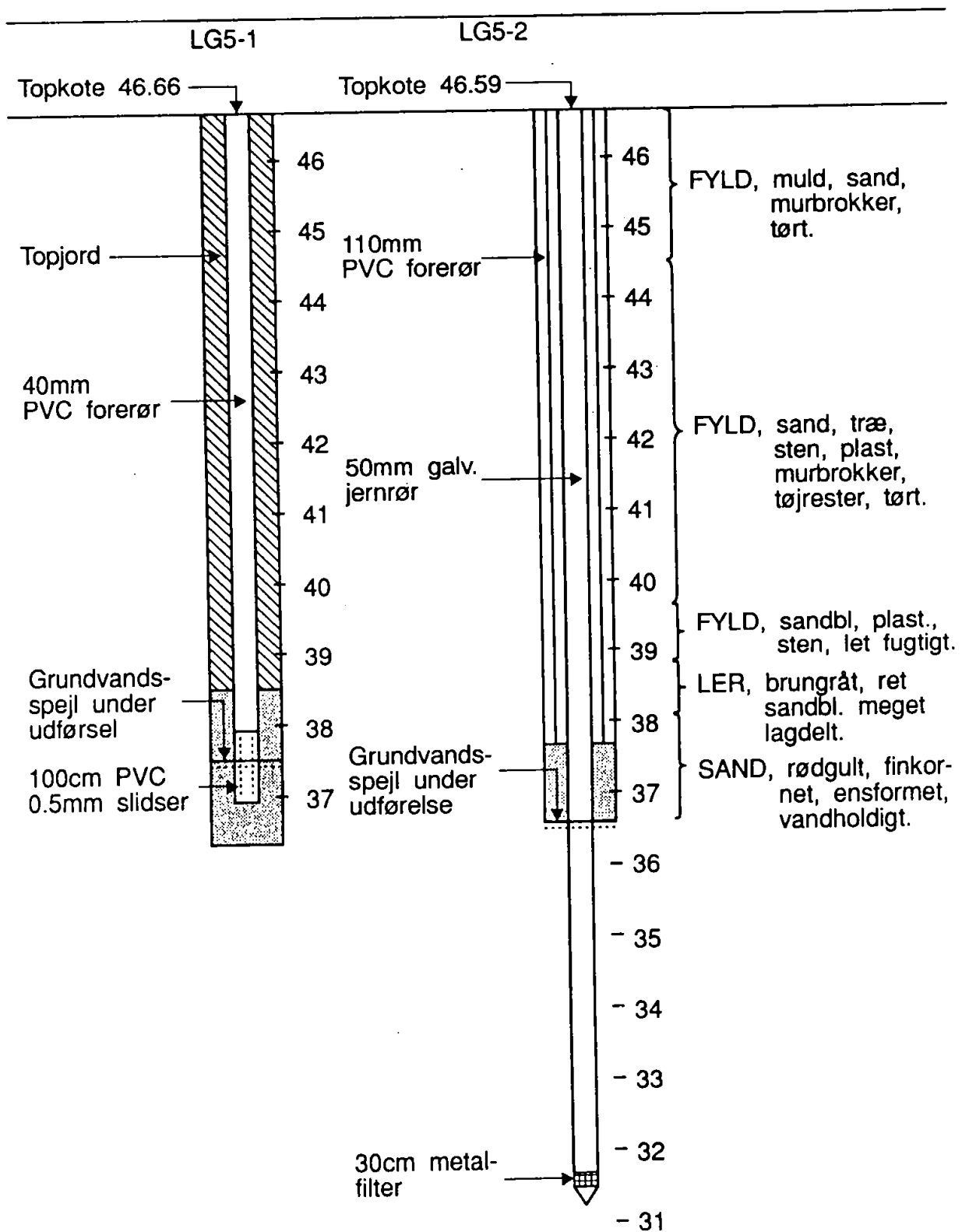
BORING LG2

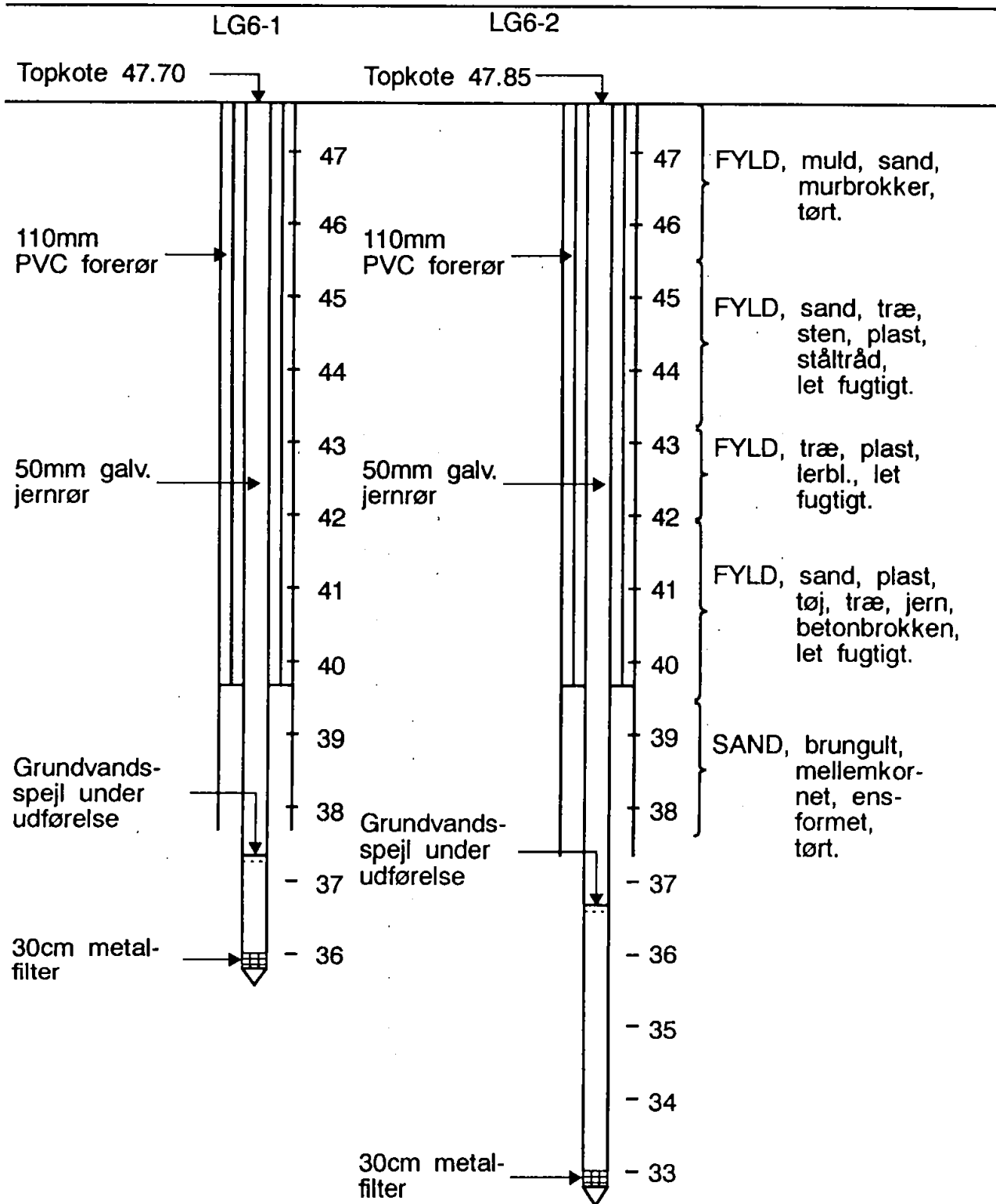


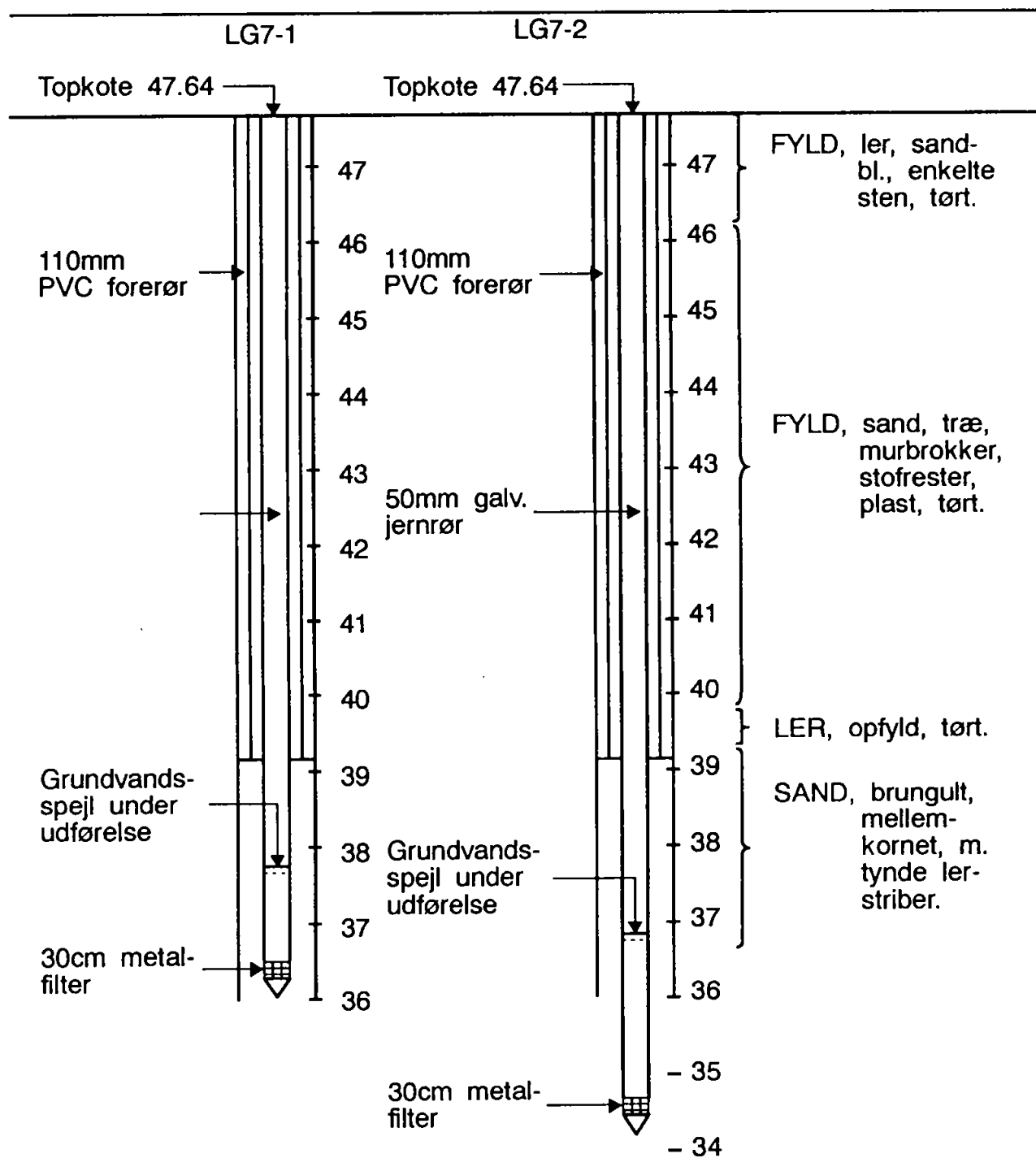


BORING LG4



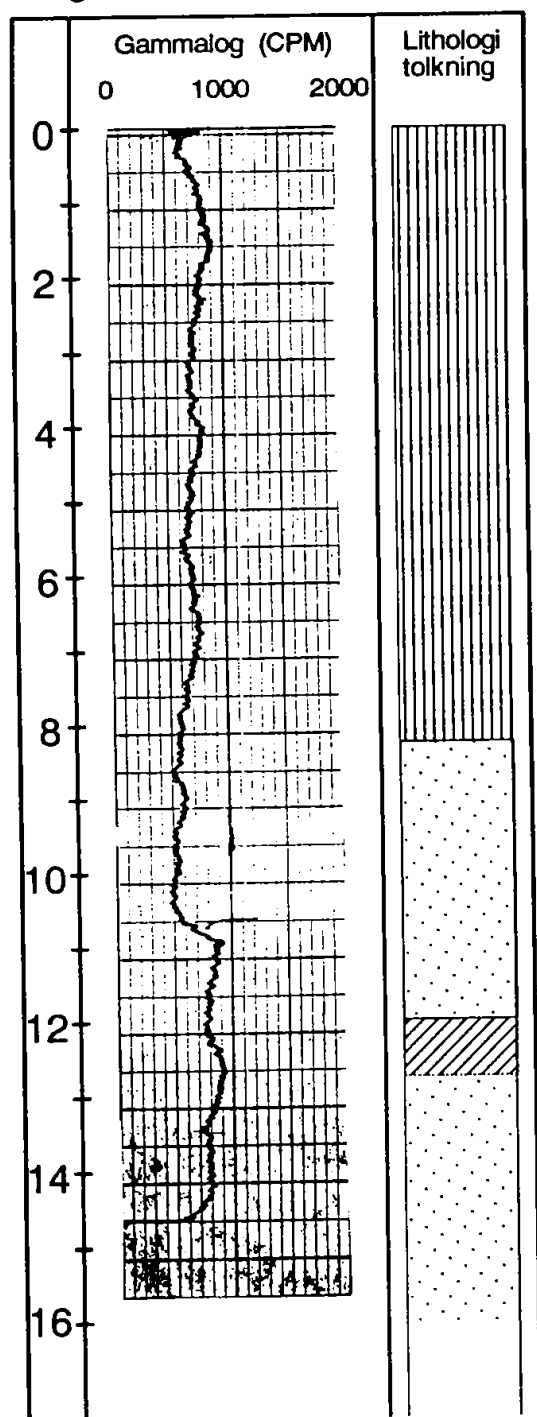
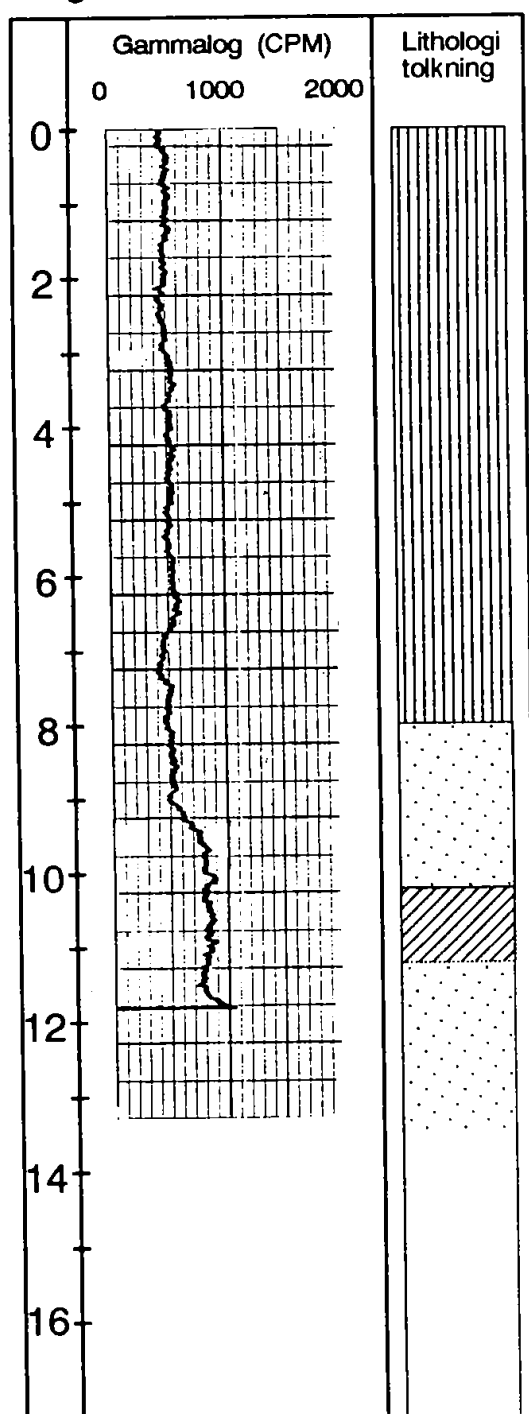






APPENDIKS 5

Gammalogs for boring
LG6-2 og LG7-2

Boring: **LG6-2** Terrænkote: **47,5**Boring: **LG7-2** Terrænkote: **47,1**

APPENDIKS 6

Nedbørsdata

Appendiks 6.1 Månedssnedbør målt i Askov i perioden 1960-89

År	Måned											
	Jan.	Feb.	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	Sept.	Okt.	Nov.	Dec.
1960	61	58	10	41	17	45	146	86	53	65	131	87
1961	53	53	37	39	42	40	139	151	78	113	77	94
1962	109	69	24	42	116	47	55	133	81	71	34	60
1963	8	3	42	37	91	55	61	186	74	113	158	17
1964	55	23	8	31	37	104	100	54	78	62	69	110
1965	84	21	20	73	62	48	127	77	78	39	60	128
1966	24	79	73	46	41	50	87	151	50	122	83	136
1967	43	72	93	52	52	30	59	58	84	210	86	79
1968	73	37	54	47	62	99	68	60	117	128	87	30
1969	65	38	8	45	105	59	38	51	24	23	209	18
1970	17	47	79	109	41	47	119	48	96	117	139	57
1971	52	34	43	28	16	65	62	111	40	74	79	25
1972	18	15	38	79	59	75	39	40	37	14	107	69
1973	30	54	31	59	64	62	50	52	92	53	118	75
1974	92	50	31	3	22	70	116	73	145	51	152	156
1975	115	15	31	65	27	14	53	46	92	58	90	51
1976	101	18	21	31	80	15	22	19	75	121	58	87
1977	83	68	28	103	44	75	90	36	49	75	172	90
1978	89	27	125	24	16	133	72	64	105	95	106	51
1979	50	17	79	65	92	33	41	87	77	56	140	157
1980	43	37	41	37	11	182	133	138	73	238	142	112
1981	82	74	125	14	88	164	99	70	42	169	130	45
1982	75	23	54	24	61	40	34	193	47	113	119	158
1983	113	29	90	86	168	29	12	6	152	124	59	86
1984	104	48	38	22	44	75	52	26	128	175	88	44
1985	66	24	58	70	44	62	103	94	123	45	90	165
1986	107	2	68	43	57	26	44	78	74	151	85	117
1987	32	32	50	26	44	117	49	111	127	100	105	67
1988	130	108	119	23	55	55	159	122	117	104	61	76
1989	37	58	114	60	13	35	45	36	39	94	29	62

Appendix 6.3 Daglig nedbør for Askov i 1988

DAG	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC
1		6,2	1,2	0	0	9,9	0	32	2,6	3,7	2,2	0
2	16	8,8	0	0	0	2	15,2	3,1	6,2	0	5,7	0
3	19,4	2,8	1,4	0	1,1	0,7	0	0	1,8	0	0	0
4	12,6	1	6,5	0	6,7	0,4	2,7	1,9	0,5	0	0	4,7
5	2,5	7,9	2,2	0	7	0,8	1,9	0,7	1,8	0	0	16,2
6	2	0,6	3,8	0	0,3	2,1	5,4	0	4,2	3,5	0	2,8
7	15,6	19,8	5,5	0	0	6	1,4	0	0	29,6	0,5	0
8	2,1	2,8	0	0	0	0	0	0	0	18,3	0	0,5
9	0	3,2	0	0	0	2,3	0,7	0	0	18,5	0	3,2
10	4,2	12	0	0,2	0	0	6,9	0	0	8,6	3,4	0,8
11	9,5	4,4	1,6	7	0	0	1,3	0	1,2	0	3,4	0,5
12	2,2	5,8	4,5	4,2	0	0	12,2	0,7	0	0	0,4	2,5
13	0	0	0,8	0	0	0	0	8,6	24,4	7,4	5,8	0
14	0	3,1	5	0	0	0	58	3,5	2,5	0	0,7	0
15	0	2,4	9,7	0	0	0	3,8	0	0	0	1,5	0
16	0	0	10	0	0	0	5,1	0	0,3	0	5,6	1,7
17	0,5	8,8	2,5	1,2	0	0	0	0,5	0	0,8	0	3,4
18	1,2	1,1	2,6	1,4	0	0	2,2	0	0	0	4,6	0,5
19	5,8	4,7	0	0	0	0	2,4	0,5	0	0	1,7	12,5
20	0	0	7,8	0	0,7	0	0	12,2	0	6,2	0	0
21	0,5	0,2	3,5	0	7,8	0	0,5	19,7	0	0	0	1
22	0,6	1,2	0	5,7	0	1,7	0	0,7	0	0	4	0,8
23	0	6,5	0	0	0	2,4	19,4	2,1	0	0,5	0	3,9
24	0	0	5,2	0	0	0	1,4	3,6	9,8	0	0	11,2
25	7,6	0	13,5	0,6	0,4	0,7	0	1,4	11,2	0	0,7	4
26	8,2	0	3,4	0	0	0,1	1,6	8,7	11,5	0	0,5	2,4
27	0,5	0	5,8	0	1,4	3,2	4,1	8	3	0,3	0	3,3
28	0	4,4	6,5	0	2,1	2,6	0	1,1	11,1	0,3	2,7	0
29	12	0	1,2	2	6,8	14,2	1,1	5,3	16,1	1,5	17,6	0,2
30	6		14	1	15	5,7	5,9	4,8	8,4	0	0	0
31	0		0,5		5,9		5,4	2,5		3,2		0

Appendix 6.3 Daglig nedbør for Askov i 1989

DAG	JAN	FEB	MAR	APR	MAJ	JUN	JUL	AUG	SEP	OKT	NOV	DEC
1	0	0	6,9	0	0	3,6	0,2	1,1	9,3	0,3	1,7	0,4
2	0,7	0	11	0	0,2	0	20,8	3,5	0,3	0	0	0,1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
4	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,1	0
5	0,2	6,7	1	0	0	5,7	0	0,2	0	0	1,2	0
6	5,1	0	0,6	0	0	3,4	0	0	0,1	7,5	6,5	0
7	1	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	1,7	0
8	2	0	4,3	2,1	0	0	0	0	0	0,6	0	0
9	0,7	0	2,4	0	0	0,6	0	0	0,2	4,4	2,7	0
10	2,9	0	3,2	0	0,6	0	0	5,4	0	1,4	4,7	0
11	0,2	0	6,6	10,3	0,7	0,3	0,1	0	0	1	3,2	3,8
12	0	3,5	0	4	0,2	0,3	0,3	6,8	0	9,3	0	0
13	5,6	4,5	5,6	24,2	6,3	0	0	0	0	7,1	0	4,9
14	4	3,4	1,4	0,8	4	0	5,8	0	1,7	4,7	0,2	0,2
15	5	0,6	9,7	0	0	0	0	0	0,7	0,3	0	3,8
16	2,2	8,6	5,7	0,8	0	0	1,1	0	6,5	18,5	0	0,4
17	1,8	6,8	0	0	0	0	0	5,5	2,8	0	0	13,1
18	0	0	0	0	0	0	0	0	4,5	0	0	2,4
19	0	8,4	1,1	1,9	0	0	0	0	0	0	0	11,5
20	0	1,1	3,4	1,4	0	0	0	0	10,6	4,4	0	1,6
21	0	1	3,7	3,2	0	0	0	0	0	14	0	16,7
22	0,5	0	7,4	0	0	0	0	0	0	0,7	0	2,1
23	0	4,1	17,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
24	1,2	0	12,4	0,5	0	0	0	3,2	0	8,8	0,8	0,3
25	0	3,8	6,2	5,3	0	0	1,3	4,6	0	0,2	0	0
26	0	4,6	1,2	2,8	0	0	0	0	1,8	2,5	6,1	0
27	0	0	0	1,4	0	2,1	1,1	0	0	0	0	0
28	0	0,7	0	0	0	17,5	0	4	0,2	2,3	0	0
29	4,3	0	2,2	0	0	0,3	0	0	0	5,4	0	0
30	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0,2	0,2	0
31	0	0	0	0	2,1	14,3	1,7	0	0	0	0,2	0,2

Appendix 6.4 Målinger fra akkumulerende måler
opsat på lossepladsen

Startdato	Periodelængde	Nedbør(mm)
26-4-88	7	12
3-5-88	7	9
10-5-88	7	0
17-5-88	7	12
24-5-88	7	25
31-5-88	8	36
8-6-88	10	2
18-6-88	10	17
28-6-88	10	45
8-7-88	4	23
12-7-88	15	138
27-7-88	8	41
4-8-88	6	2
10-8-88	8	10
18-8-88	7	60
25-8-88	7	22
1-9-88	10	31
11-9-88	7	39
18-9-88	11	91
29-9-88	10	113
9-10-88	17	32
26-10-88	25	39
20-11-88	9	8
29-11-88	7	59
6-12-88	7	13
13-12-88	8	26
21-12-88	10	35

APPENDIKS 7
Fordampningsdata

Appendiks 7.1 Månedsværdier for fordampning i Askov i perioden 1960-72

År	Måned												Total
	Jan.	Feb.	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	Sept.	Okt.	Nov.	Dec.	
1960	5	5	25	50	69	80	73	40	32	21	16	5	421
1961	5	5	25	41	51	72	76	53	31	25	12	5	401
1962	5	5	25	53	62	102	60	55	40	18	10	5	440
1963	5	5	25	23	55	86	77	55	41	25	17	5	419
1964	5	5	25	33	70	74	72	65	48	22	10	5	434
1965	5	5	25	31	51	71	73	55	42	21	14	5	398
1966	5	5	25	41	61	68	76	61	45	29	10	5	431
1967	5	5	25	32	46	77	78	52	29	21	12	5	387
1968	5	5	25	44	60	62	69	70	40	22	17	5	424
1969	5	5	25	32	36	76	88	83	43	18	14	5	430
1970	5	5	25	24	69	86	68	60	35	21	13	5	416
1971	5	5	25	39	60	63	98	74	39	29	10	5	452
1972	5	5	25	41	44	55	78	68	39	29	21	5	415
1973	5	5	30	50	57	81	87	81	42	19	11	5	473
1974	5	5	25	61	74	76	69	74	44	27	8	5	473
1975	5	5	25	34	78	112	100	100	54	24	16	5	558
1976	5	5	25	53	54	77	130	101	42	22	10	5	529
1977	5	5	25	38	65	79	96	67	74	25	16	5	500
1978	5	5	25	29	61	86	53	71	49	19	10	5	418
1979	5	5	25	29	60	57	77	53	64	37	16	5	433
1980	5	5	25	54	84	69	56	68	28	20	11	5	430
1981	5	5	25	59	85	65	77	67	36	22	16	5	467
1982	5	5	25	58	62	74	100	81	44	21	22	5	502
1983	5	5	25	39	39	84	137	124	59	36	13	5	571
1984	5	5	25	53	76	66	90	80	40	35	17	5	497
1985	5	5	25	37	94	75	91	69	58	32	12	5	508
1986	5	5	25	39	68	76	103	79	38	23	15	5	481
1987	5	5	25	36	64	55	71	63	51	33	14	5	427
1988	5	5	25	48	79	68	73	62	43	33	15	5	462
1989	5	5	25	48	88	100	109	83	54	35	8	5	565
Gennemsnit	5	5	25	41	64	76	84	71	44	25	14	5	459

APPENDIKS 8
Afstrømningsdata

Appendiks 8.1 Målte flow (i liter/s) ved de 5 overfaldsbygværker

Tidspunkt	Station				
	1	2	3	4	5
88-07-10:12.00	1)	0,19	~0	0,02	1,02
88-08-09:19.00	1)	0,10	0,16	0,08	0,33
88-09-05:13.00	1)	0,46	0,90	0,62	1,06
88-09-06:10.00	1)	0,49	0,69	0,84	1,47
88-09-07:14.00	1)	0,30	0,42	0,48	1,30
88-10-21:12.00	1)	0,80	1,80	1,40	2,60
88-11-16:16.00	1)	i.m	i.m	i.m	1,48
88-12-01:11.00	1)	i.m	i.m	i.m	1,75
88-12-02:09.00	0,26	0,38	0,71	0,74	i.m
88-12-20:14.30	0,63	0,86	1,17	1,47	2,78
89-01-19:13.00	-	-	-	0,87	i.m

1) = Overfald ikke etableret på tidspunktet for måling.

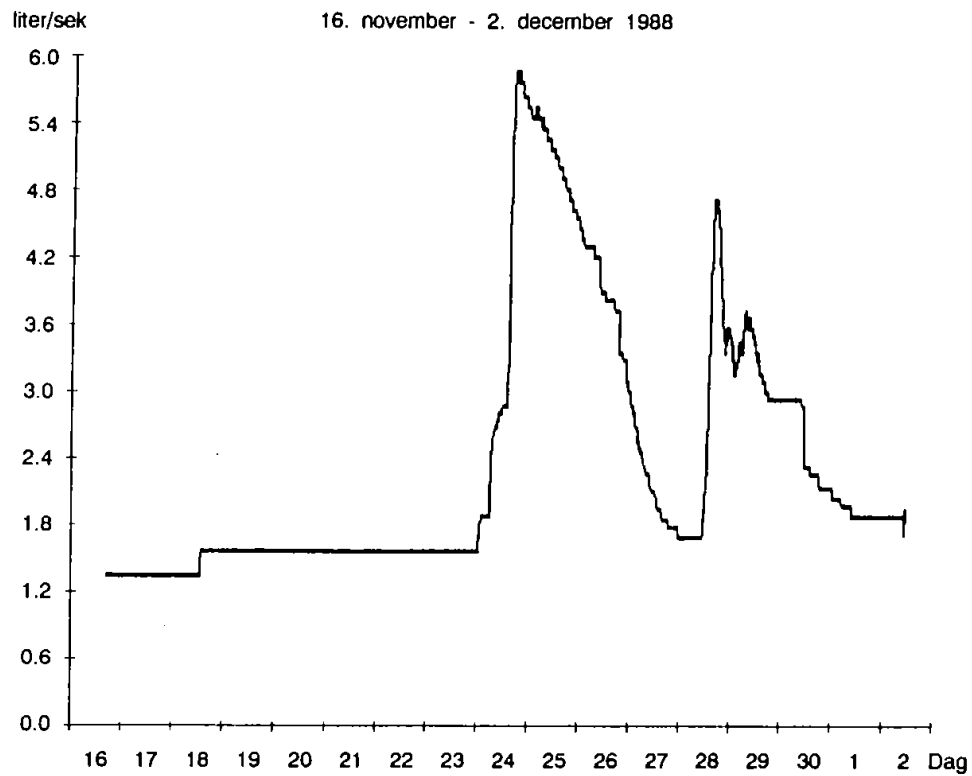
i.m = Ikke målt

Appendiks 8.2 Måleperioder for MYLOG i station 5

Måleperiode	Starttidspunkt	Sluttidspunkt	Bemærkninger
1	881116	881202	OK
2	881202	881220	Mylog defekt
3	881220	880117	Mylog defekt
4	890119	890209	OK
5	890209	890306	OK
6	890306	890403	Mylog defekt
7	890620	890718	Mylog defekt
8	890806	890905	OK
9	890905	890927	OK
10	890929	891026	Mylog defekt
11	891209	900108	OK
12	900208	900204	Mylog defekt

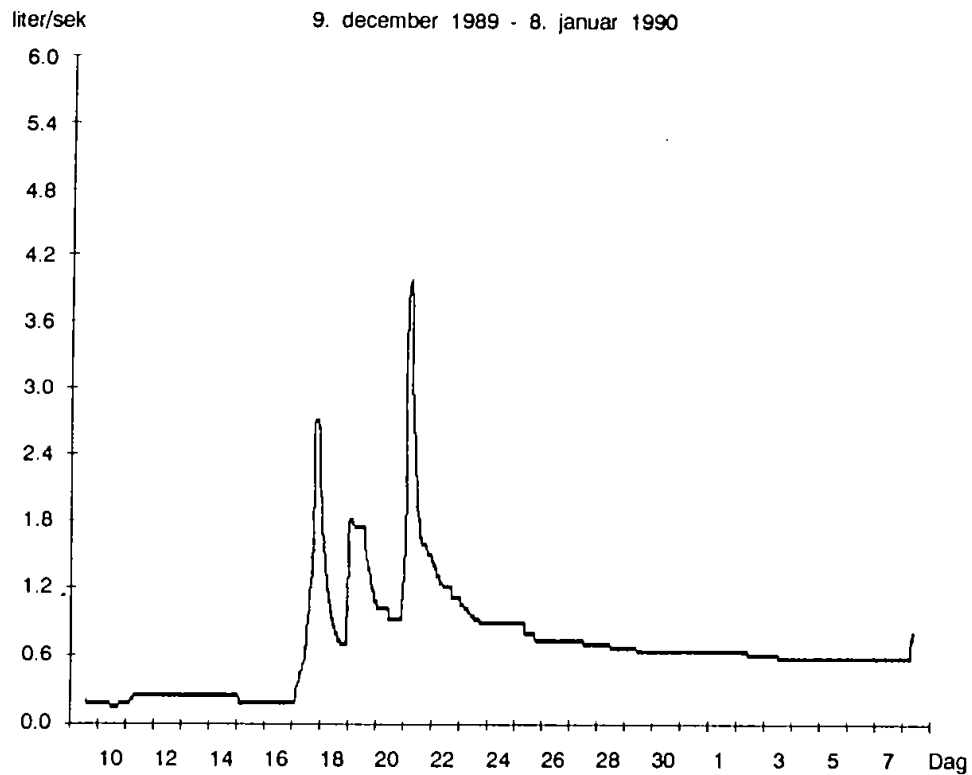
Vandføring i Station 5

16. november - 2. december 1988



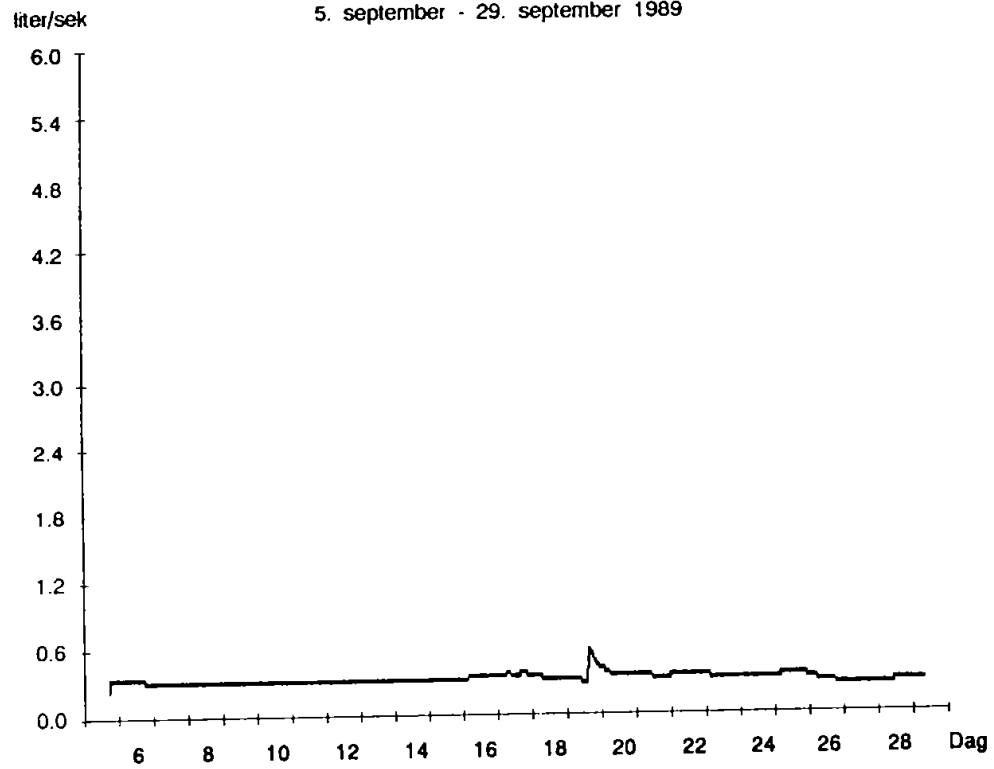
Vandføring i Station 5

9. december 1989 - 8. januar 1990



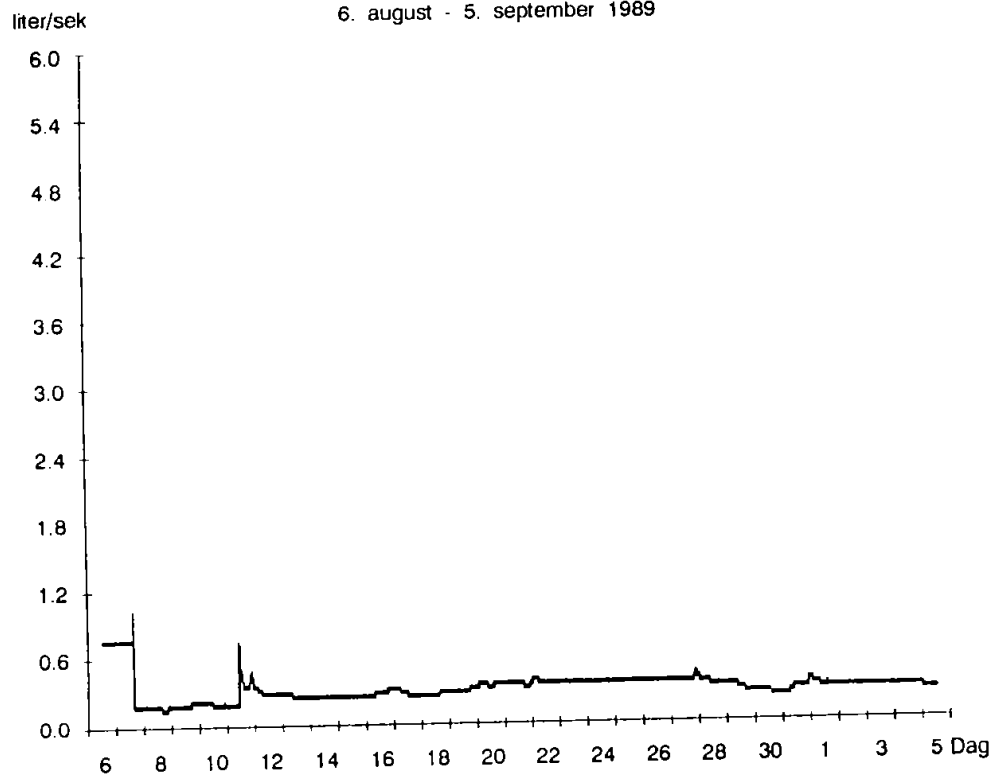
Vandføring i Station 5

5. september - 29. september 1989



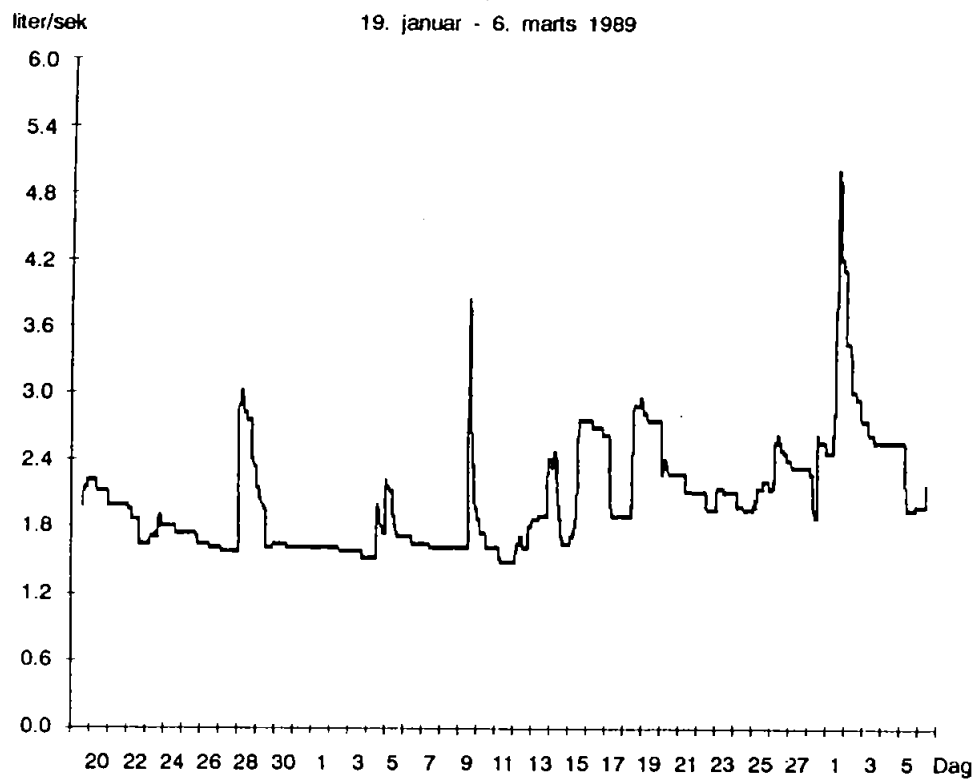
Vandføring i Station 5

6. august - 5. september 1989



Vandføring i Station 5

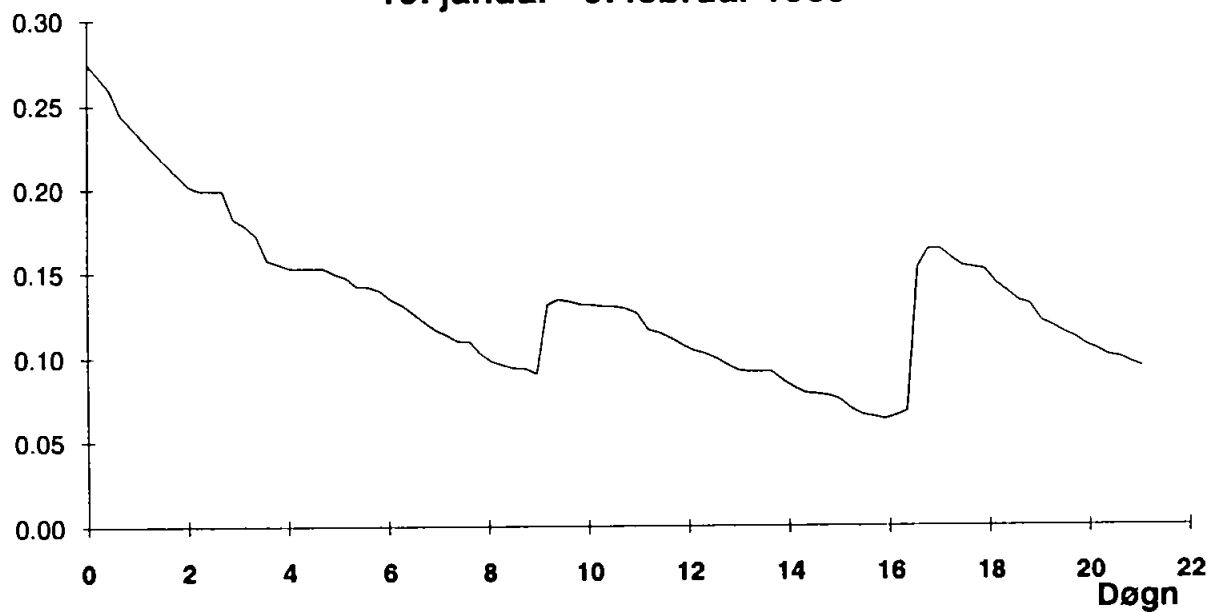
19. januar - 6. marts 1989



Vandføring i Station 1

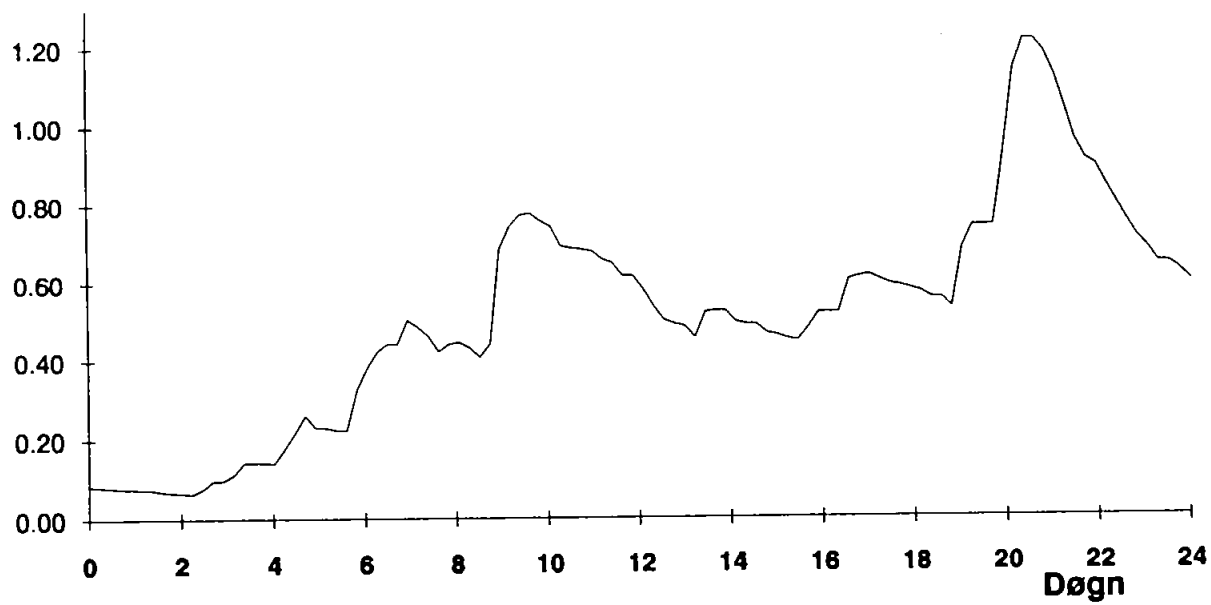
liter/sek

19. januar - 9. februar 1989

**Vandføring i Station 1**

liter/sek

9. februar - 6. marts 1989



APPENDIX 9

Pejldata

Appendiks 9.1 Pejlinger for de forskellige pejldatoer. Pejlingerne er opdelt i terrænnært vandspejl, sekundært vandspejl og overfladevand

Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)							
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108	
<u>Terrænnært vandspejl</u>										
T1A	39,53	35,8	37,22	37,63	-	36,67	-	-	36,67	
T2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
T9A	41,06	37,0	-	37,18	-	-	-	-	-	
T10A	40,81	35,6	37,03	37,54	-	tør	tør	tør	36,52	
T11A	40,18	37,2	37,68	38,14	-	37,68	37,54	tør	tør	
T12A	39,31	-	36,65	37,08	-	36,03	-	-	36,25	
T15A	39,17	-	-	-	38,31	-	37,58	37,53	37,64	
T15B	39,29	-	-	-	38,26	-	37,56	37,51	37,65	
T17A	38,44	35,9	37,63	38,02	37,90	37,32	37,30	37,01	37,42	
T34A	38,70	-	-	-	-	-	37,09	37,03	37,13	
P1	38,71	-	37,99	38,55	38,39	37,50	37,40	37,30	37,40	
P3	38,85	-	37,84	38,17	37,96	37,15	-	-	37,21	
P5	39,99	-	38,09	38,58	38,36	tør	tør	tør	tør	
P8	39,76	-	38,17	38,80	38,51	tør	tør	tør	tør	
P9	40,09	-	37,54	38,09	37,83	tør	tør	tør	37,11	
P11	40,81	-	37,82	38,37	38,13	tør	tør	-	tør	
P13-2	39,12	-	37,20	37,70	37,44	36,55	-	-	-	
P14	39,13	-	37,06	37,51	37,29	tør	-	-	-	
P15	38,24	-	37,05	37,28	37,18	-	-	-	-	

Appendiks 9.1

Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)						
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Terrænnært vandspejl</u>									
P17	39,32	-	36,65	37,12	36,88	tør	-	-	-
P19	39,93	-	36,53	36,95	36,73	-	-	-	-
106	41,24	36,69	38,17	38,61	38,46	37,79	37,69	37,62	37,70
107	40,01	36,73	38,09	38,49	38,33	37,65	37,58	37,54	37,64
109	39,29	35,29	37,19	38,63	37,43	-	-	-	-
110	39,19	34,39	36,98	37,39	37,20	36,39	-	-	36,53
111	41,46	36,46	37,68	38,26	37,95	-	-	-	-
202A	39,82	-	-	-	-	-	37,27	-	37,33
PK1	38,25	36,10	-	-	-	37,29	37,26	37,29	37,37
PK2	38,35	35,17	-	-	-	37,28	37,26	37,28	37,37
PK3	38,39	36,31	-	-	-	37,19	37,19	37,20	37,24
PK3RS	38,71	35,71	-	-	-	37,21	37,21	37,22	37,28
PK3RN	38,71	35,31	-	-	-	37,22	37,21	37,23	-
P4	38,57	35,39	-	-	-	37,29	37,27	37,29	37,40
PK5R	37,97	35,80	-	-	-	37,13	37,28	37,32	37,38

Appendiks 9.1

Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)						
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Terrænnært vandspejl</u>									
LGP1	41,66	36,76	-	-	-	-	37,63	37,59	37,78
LGP2	41,73	37,10	-	-	-	-	37,24	37,23	37,43
LGP3	42,23	36,58	-	-	-	-	37,27	37,25	37,45
LGP4	41,81	36,90	-	-	-	-	37,62	37,62	37,83
LGP5	42,74	35,88	-	-	-	-	37,35	37,31	37,50
LGP6	45,10	37,33	-	-	-	-	tør	tør	37,48
LP1	38,80	37,50	38,08	38,27	38,21	tør	tør	tør	38,01
LP2	38,94	-	37,92	38,17	38,10	tør	tør	tør	37,59
LP3	38,58	36,80	37,85	38,11	38,07	37,44	37,36	37,44	37,56
LP5	37,70	-	37,65	37,75	37,69	-	-	37,44	37,55
LP6	40,69	-	38,23	38,80	-	tør	tør	tør	tør
LP8	40,85	37,39	38,00	38,39	38,16	37,67	37,64	37,59	37,80
LP9	38,19	-	37,22	37,38	37,73	37,17	tør	37,26	37,34
LP10	39,47	-	38,11	38,41	-	-	-	-	-
LP11	39,66	-	37,40	38,19	38,11	-	-	-	-
LP16	41,33	36,79	-	-	-	-	37,25	37,27	37,34
LP17	41,26	36,57	-	-	-	-	-	37,17	37,37

Appendiks 9.1

Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)						
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Terrænnært vandspejl</u>									
LP18	40,70	36,82	-	-	-	-	37,41	37,29	37,54
LP19	40,09	36,99	-	-	-	-	37,38	37,28	37,60
LP20	39,40	37,12	-	-	-	-	37,51	37,47	37,66
LP21	38,95	36,93	-	-	-	-	37,54	37,50	37,62
LP22	40,37	37,38	-	-	-	-	37,60	37,54	37,65
LP23	38,80	36,60	-	-	-	-	37,61	37,64	37,76
LP24	39,78	37,38	-	-	-	-	37,66	37,59	37,73
LP25	38,30	36,97	-	-	-	-	37,44	37,57	37,61
LP26	38,43	36,96	-	-	-	-	37,53	37,55	38,09
LP27	38,82	36,32	-	-	-	-	37,38	37,41	37,53
LG1	40,79	33,91	38,00	38,38	38,15	37,65	37,62	37,59	37,78
LG2	45,88	37,18	38,22	38,61	38,44	37,59	37,55	37,50	37,88
LG3	46,97	37,12	39,08	39,09	38,98	38,81	38,81	38,78	38,85
LG5-1	46,66	36,98	-	-	-	-	37,51	37,41	37,51
LG6-1	47,70	35,77	-	-	-	-	37,30	37,42	37,57
LG7-1	47,64	36,04	-	-	-	-	37,72	37,67	37,80
LR1 A	40,13	35,53	38,22	38,79	38,56	37,76	37,70	37,63	37,84

Appendiks 9.1

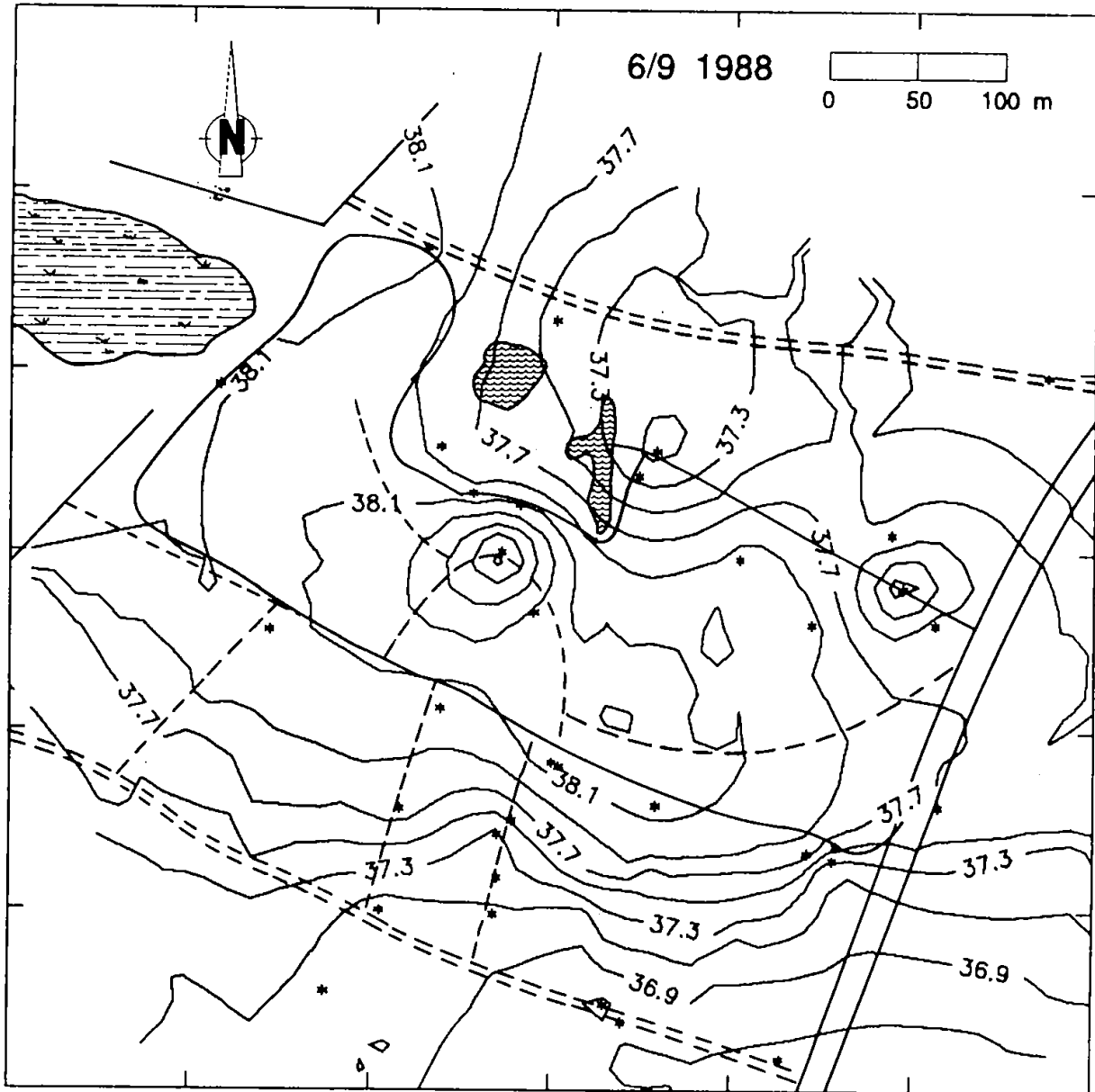
Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)						
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Sekundært vandspejl</u>									
T1C	39,53	31,5	36,95	37,73	-	36,35	-	-	-
T2	39,20	33,2	36,75	37,23	-	36,14	-	-	36,33
T9C	41,12	31,6	36,81	37,12	-	36,20	-	-	-
T10C	40,82	30,3	36,85	37,30	-	36,26	36,20	36,22	36,46
T11C	40,21	31,7	36,90	37,32	-	36,29	35,95	36,82	36,49
T12B	39,35	24,9	36,69	37,13	-	36,03	-	-	36,25
T14	41,16	-	-	-	-	-	-	-	37,06
T17B	38,44	33,4	37,66	38,02	-	37,35	37,32	37,00	37,37
T34C	38,96	-	-	-	-	-	37,05	37,02	37,28
P2	38,67	-	37,84	38,37	38,11	37,27	37,17	37,11	37,32
P13-1	39,12	-	37,10	37,47	37,31	36,41	-	-	-

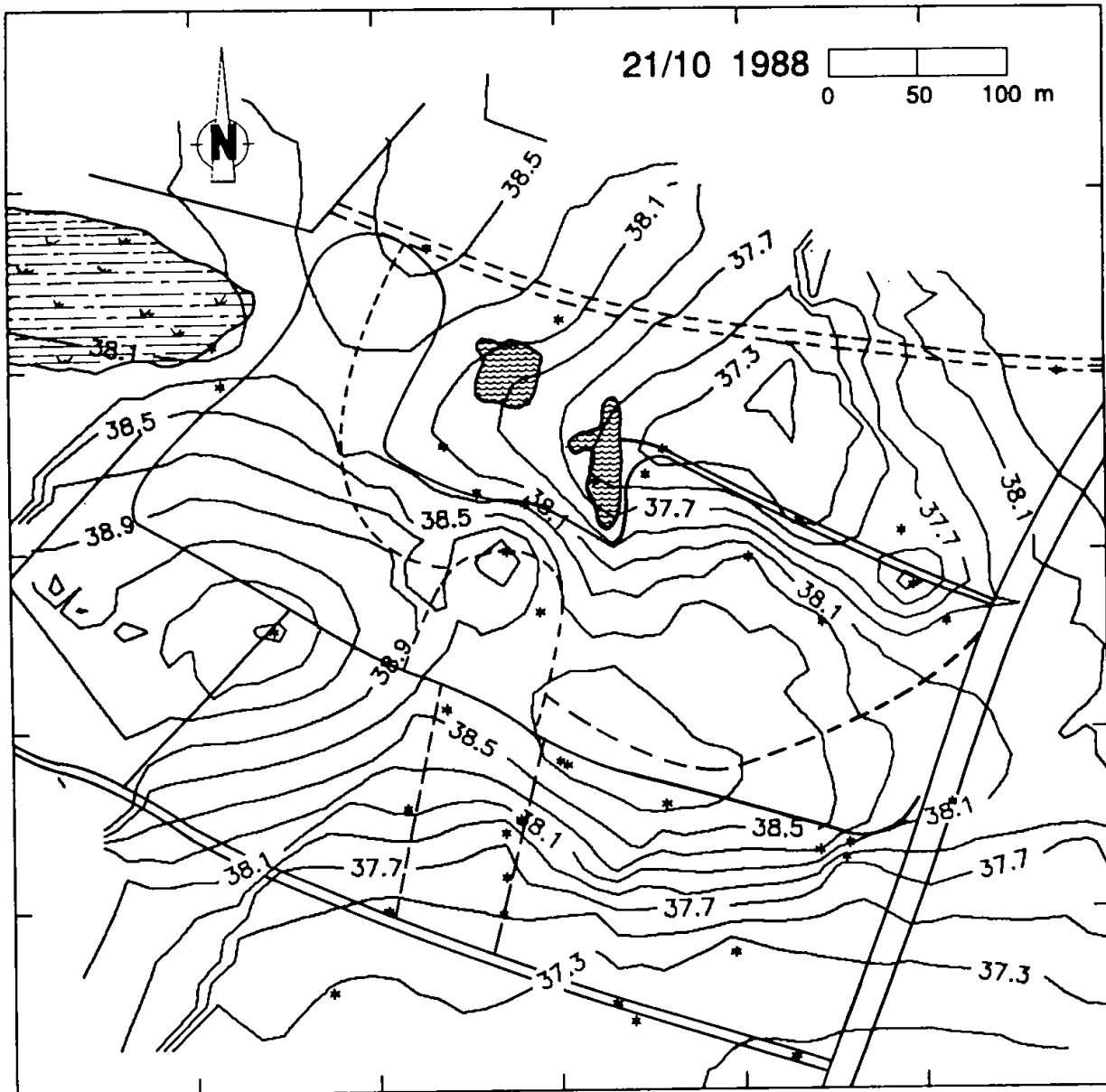
Appendiks 9.1

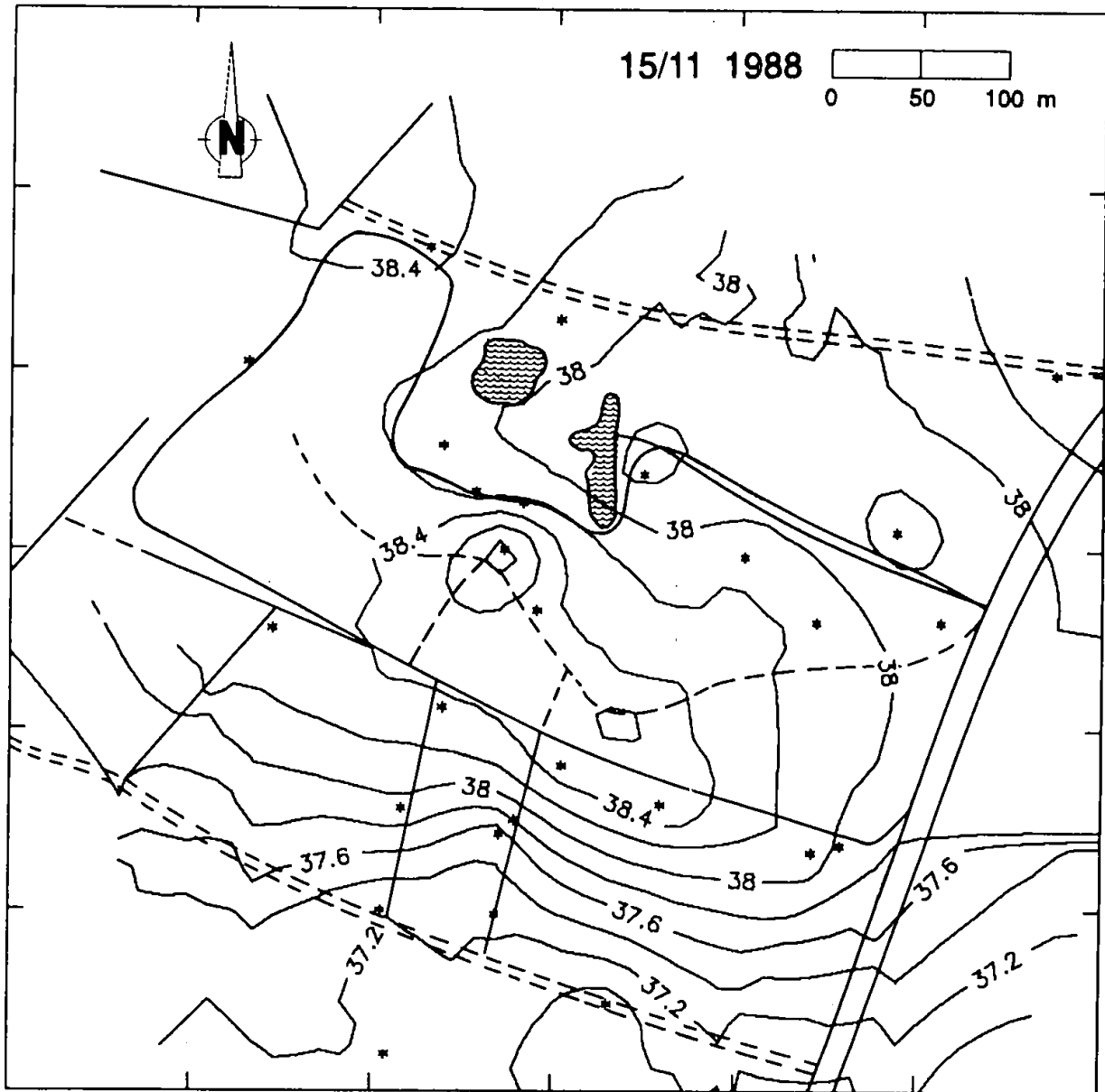
Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	Vandspejlskote (m)						
			880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Sekundært vandspejl</u>									
LR1	40,01	35,0	37,52	37,93	37,73	36,93	36,88	36,87	37,08
LR2	38,30	23,3	37,11	37,57	37,37	36,54	36,02	36,48	36,68
LR2A	38,32	27,8	37,78	38,04	38,09	37,19	37,12	37,06	37,29
LR3	38,40	26,4	-	-	-	-	-	-	-
LR4	40,58	30,0	37,46	37,88	37,68	36,89	36,82	36,82	37,04
LR5	40,54	30,5	36,90	37,33	37,11	36,32	36,27	36,26	36,50
LR6	39,69	29,2	37,21	37,61	37,43	36,64	36,57	36,50	36,76
LR7	40,91	34,4	-	37,40	37,18	-	-	-	-
LR8	40,55	27,0	-	-	37,52	-	36,67	36,65	36,85
LR9	41,52	29,5	-	-	-	-	36,61	36,63	36,83
LR10	40,71	28,7	-	-	-	-	36,71	36,69	36,87
LR11	40,67	30,2	-	-	-	-	36,76	36,73	36,93
LGR1	40,89	23,9	-	-	-	-	-	37,14	37,39
LG5-2	46,59	31,5	-	-	-	-	36,54	36,64	36,81
LG6-2	47,85	32,7	-	-	-	-	36,60	37,12	36,88
LG7-2	47,64	34,0	-	-	-	-	36,90	37,04	37,17
202B	39,79	32,8	-	-	-	-	36,28	-	36,53
204B	38,67	32,9	-	-	-	-	-	-	37,32

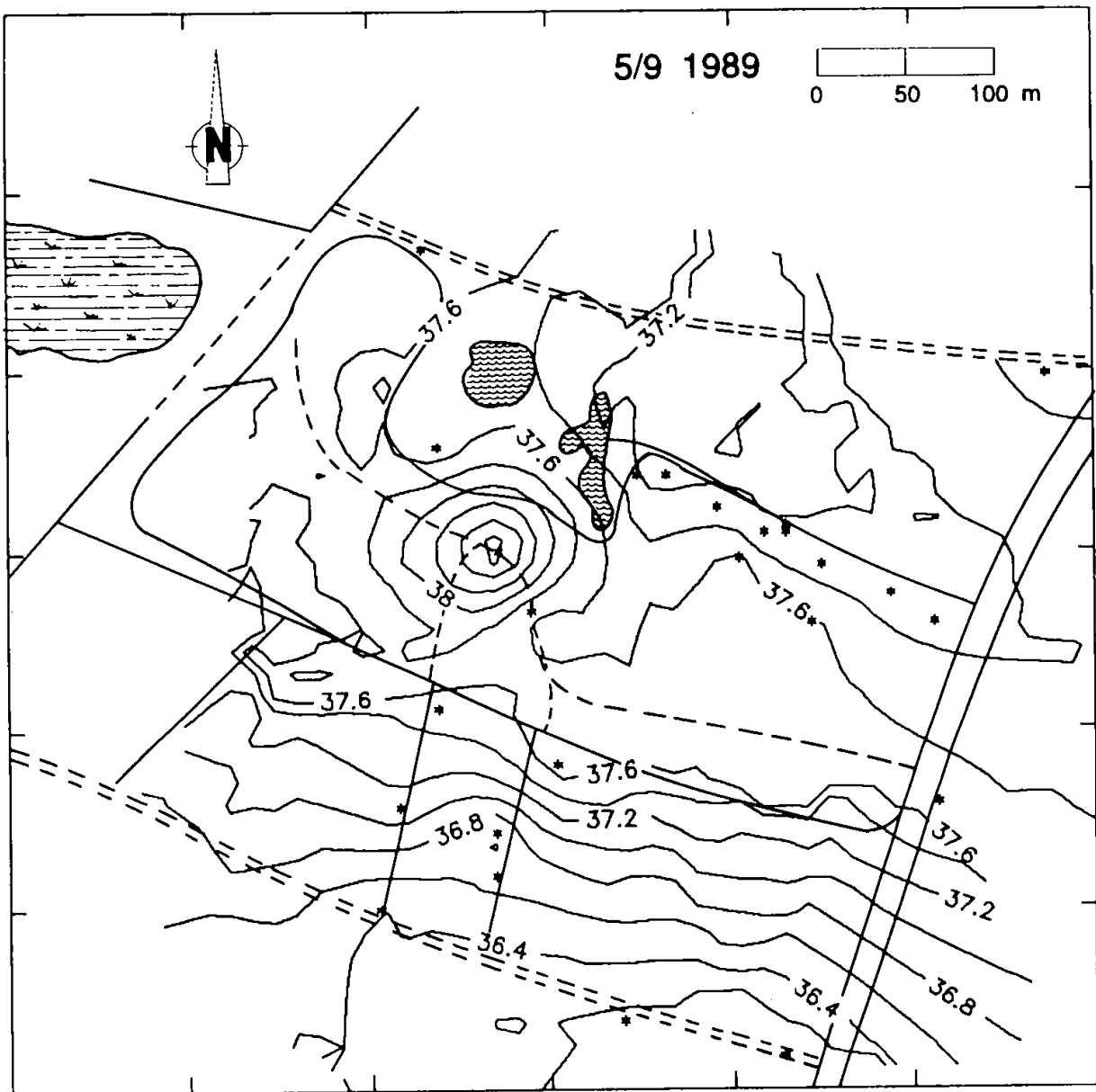
Appendiks 9.1

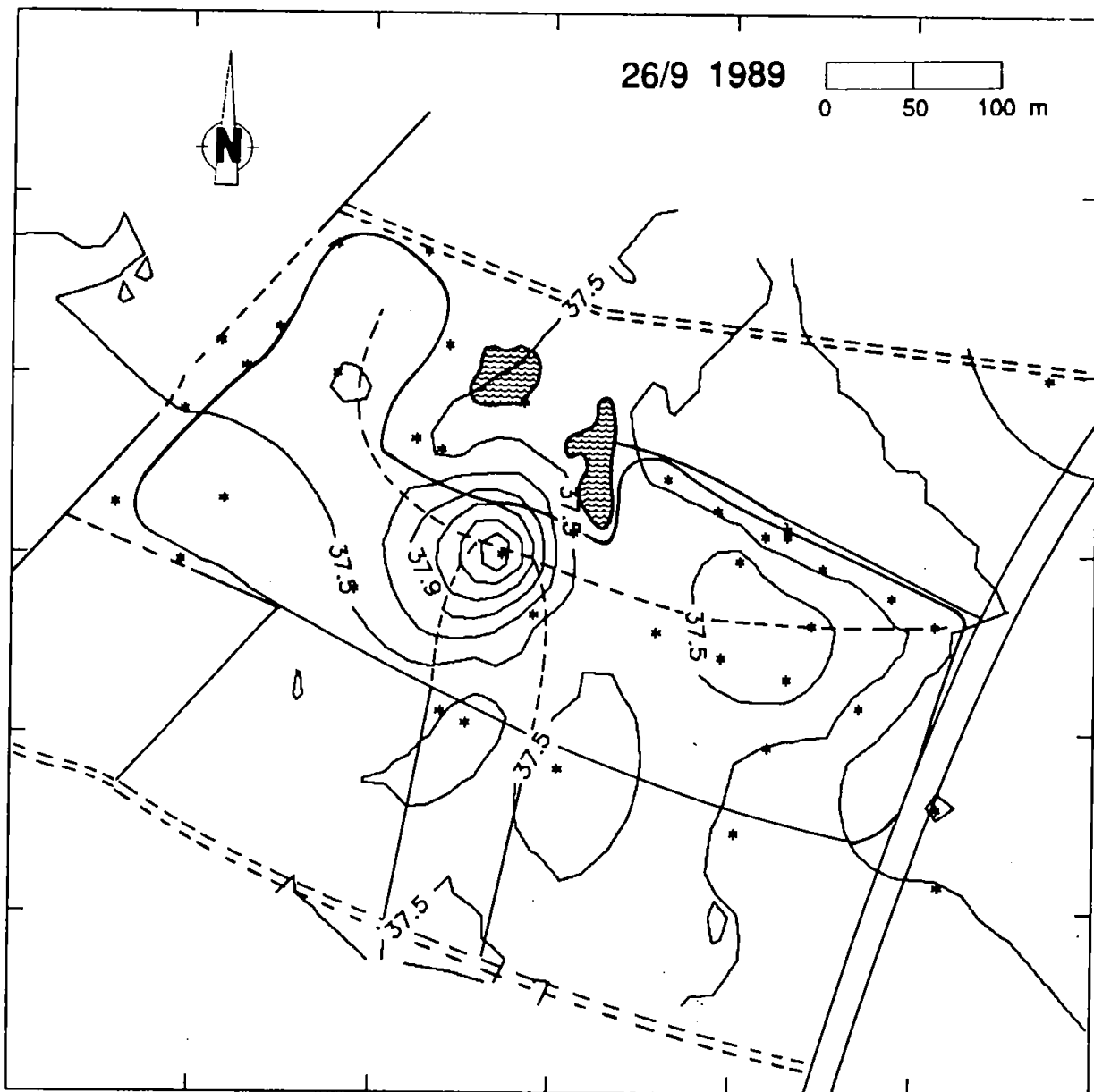
Vandspejlskote (m)									
Boring	Topkote (m)	Bundkote (m)	880906	881021	881115	890905	890926	891030	900108
<u>Overfladevand</u>									
LV1	37,49	-	36,89	37,09	-	37,11	37,10	37,11	37,12
LV2	37,63	-	-	37,13	-	37,13	37,16	37,15	37,16
LV3	37,64	-	37,02	37,15	-	37,15	37,16	37,18	37,20
LV4	37,86	-	-	37,48	-	-	-	tør	37,41
LV5	38,30	-	-	37,78	-	-	-	tør	tør
LV6	38,44	-	-	37,95	-	-	-	tør	-

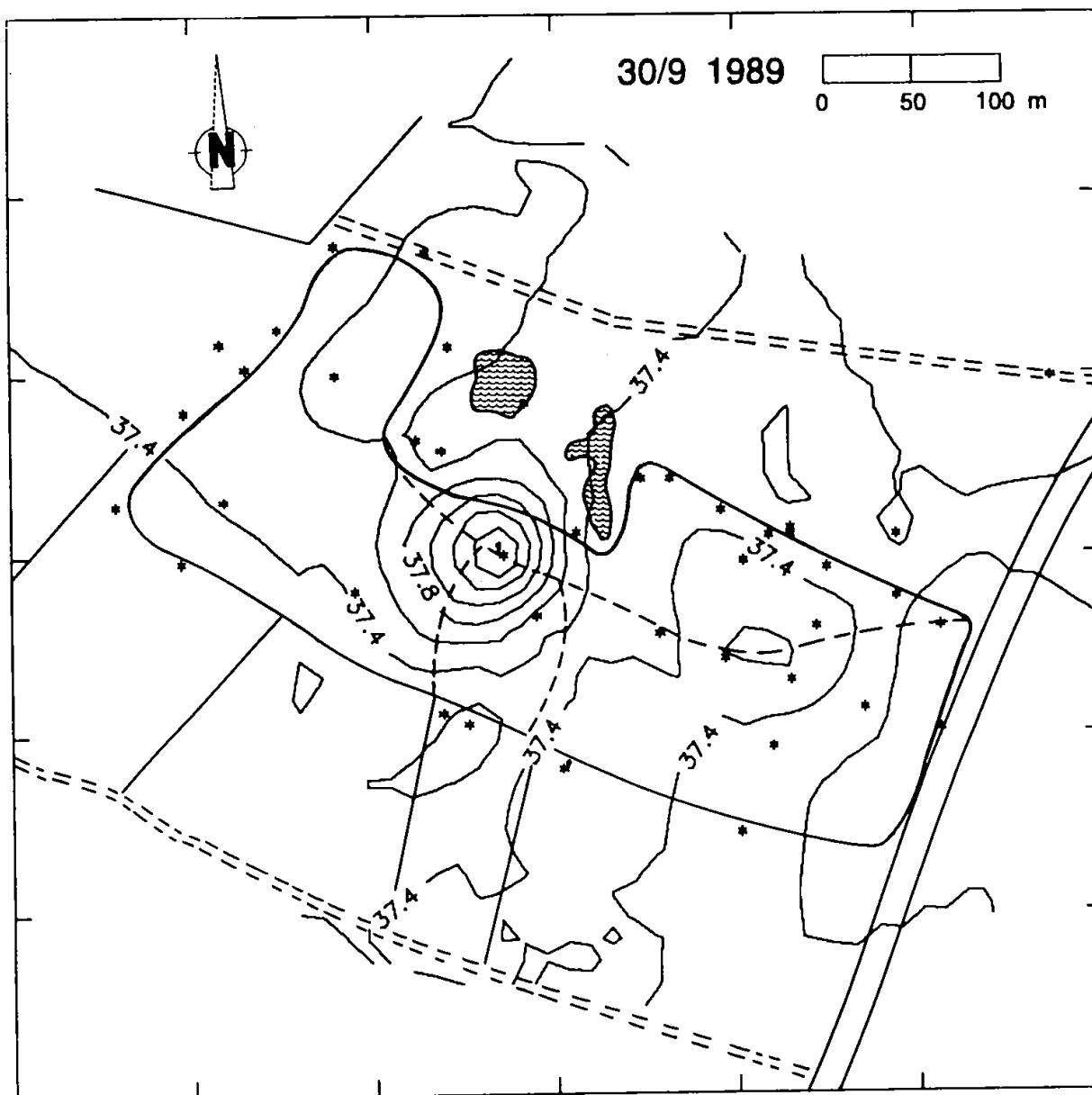












APPENDIKS 10

Vandkvalitet - Overfladevand

Appendiks 10.1 Målte kloridkoncentrationer (i mg/l) ved de 5 overfaldsbygværker

Tidspunkt	Station				
	1	2	3	4	5
88-07-10:12.00	42	36	38	136	104
88-08-09:19.00	-	42	64	75	126
88-09-05:13.00	-	29	48	59	93
88-09-06:10.00	25	28	43	54	98
88-09-07:14.00	27	28	42	55	99
88-10-21:12.00	38	32	52	65	80
88-12-01:11.00	-	-	-	-	88
88-12-02: 9.00	27	35	61	67	90
88-12-20:14.30	15	23	44	52	78
89-02-08:	18	-	-	59	90
89-03-06:13.00	18	-	-	-	-

Appendiks 10.2 Måleprogram for ISCO-prøvetager

Måleperiode	Starttidspunkt	Sluttidspunkt	Tidspunkter for delmængdeprøvetagning
1	881116:16.00	881202:16.00	22.00, 4.00, 10.00, 16.00
2	881202:12.00	881220:12.00	18.00, 24.00, 6.00, 12.00
3	881220:12.00	890117:12.00	18.00, 24.00, 6.00, 12.00
4	890119:13.30	890209:13.30	19.30, 1.30, 7.30, 13.30
5	890209:15.00	890306: 9.00	21.00, 3.00, 9.00, 15.00
6	890306:12.00	890403:12.00	18.00, 24.00, 6.00, 12.00
7	890620:21.45	890718:21.45	3.45, 9.45, 15.45, 21.45
8	890808:12.25	890905:12.25	Prøvetager defekt
9	890905:12.00	890927:12.00	18.00, 24.00, 6.00, 12.00
10	890929: 6.00	891026: 6.00	12.00, 18.00, 24.00, 6.00
11	891209:12.00	900104:12.00	18.00, 24.00, 6.00, 12.00
12	900108:12.30	900204:12.00	18.30, 00.30, 6.30, 12.30

Appendiks 10.3 Ledningsevnelog i rende mellem station 4 og 5 udført 9/1 1990.

Afstand fra station 4 (m)	Ledningsevne ($\mu S/m$)
0	600
10	845
20	800
30	830
40	830
50	850
60	910
70	910
80	930
90	930
100	930
105	920
110	920
115	970
120	960
125	980
130	970
135	990
140	1000
145	1000
150	980
155	940
160	930
165	930

APPENDIKS 11

Vandkvalitet - Pejleboringer

Analysér af prøver taget i potentialeboringer langs lossepladsens nordlige skråning. Prøvetagningen er foretaget 23-24.3 1988.

Parameter	Boring		
	LP1	LP2	LP3
pH	6,2	6,9	6,0
Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2270	1650	970
Alkalinitet (mmol/l)	6,24	14,60	3,14
Klorid (mg/l)	410	56	93
Ammonium (mgN/l)	49	7,0	8,6
COD (mg/l)	830	< 50	190

Kloridanalyser af prøver taget i potentialeboringer langs afvandingsrende nord for pladsen. Prøvetagningsdato er angivet. Enhed er mgCl/l.

Boring	Dato		
	080889	060989	260989
PK1	154	258	451
PK1R	-	33	31
PK2	150	119	112
PK3	426	409	382
PK3RS	-	-	198
PK3RN	140	213	400
PK4	503	179	55
PK5R	-	15	16
LGP1	-	-	151
LGP5	-	-	510

APPENDIKS 12

Vandkvalitet - Kortlægningsboringer

Appendix 12. Udførte analyser i kortlægningsboringerne LR1 -LR5

Boring	Dybde m	pH	Kond. uS/cm	ilt mg/l	Klorid mg/l	Ammonium mg/l	Natrium mg/l	Calcium mg/l	Kalium mg/l	Alkalin. makv/l
LR 1	-3,00	6,40	915		96,3	10,7	62,4	111,7	101,8	8,0
	-4,00									
	-4,50	6,70	1170		181,2	2,3	119,2	99,7	3,0	7,1
	-5,00	6,87	638							
	-6,00	7,00	705		80,1	0,6	39,1	116,9	0,9	3,5
	-7,00	7,25	415							
	-8,00	6,57	369							
	-9,00	6,80	340							
	-10,50	6,73	325		30,7	0,1	13,2	67,7	0,7	2,2
LR 2	-2,00	5,50	507							
	-3,00	5,95	660							
	-4,00	6,17	728		95,1	0,3	55,9	96,2	4,5	
	-5,00	5,90	434							
	-6,00									
	-7,00	6,30	1113		126,7	40,3	76,0	97,9	7,1	6,6
	-8,00	6,30	912		103,6	19,7	55,3	120,3	5,6	
	-9,00	6,60	463							
	-10,00	6,60	560		49,4	0,0	20,6	120,3	2,0	
	-11,00	6,84	400							
	-12,00	6,75	223							
	-13,50	6,75	257							
	-15,00	6,45	270		14,5	0,2	8,1	54,9	0,9	2,5
LR 2A	-4,00	6,30	1059		203,1	37,7	124,9	8,2	43,5	8,1
	-5,00	6,28	1800		248,7	79,2	157,0	21,2	102,3	
	-6,00	6,36	3200		637,9	146,7	386,1	11,4	141,4	15,2
	-7,00	6,48	2200		261,1	73,4	180,7	180,0	67,2	
	-8,00	6,30	1200		170,0	56,3	113,4	27,4	29,1	7,3
	-9,00	6,50	3240		453,8	133,4	267,3	186,6	81,8	
	-10,00	6,70	3300		679,4	111,8	379,7	67,1	45,4	
	-10,50	6,62	3280		671,3	131,8	395,7	57,6	44,6	15,2
LR 3	-2,00	6,17	610		92,8	7,1	68,3	16,6	19,2	
	-3,00	6,63	1816		208,2	88,8	164,6	35,8	82,2	13,9
	-4,00	6,65	4700		718,9	227,0	426,4	172,7	165,0	34,7
	-5,00	6,46	5000		1185,1	202,4	205,9	62,2	177,0	23,3
	-6,00	6,33	1593		337,7	49,6	169,7	43,3	39,9	7,2
	-7,00	6,37	3350		708,0	68,8	382,9	196,5	49,8	14,1
	-8,00	6,63	2945		399,9	101,6	58,7	175,6	58,8	
	-9,00	6,66	3150		561,5	65,9	71,5	228,0	39,1	18,4
	-10,50									
	-12,00	6,88	1389		190,6	14,3	26,6	147,8	13,6	9,4
LR 4	-3,00		988		45,5	0,3	43,6	171,7	16,8	
	-4,00	5,90	447		52,1	0,2	42,5	52,8	19,9	
	-5,00									
	-6,00	7,20	535		81,6	1,2	28,0	60,8	2,0	
	-7,00	7,60	404		44,8	0,3	16,4	73,2	1,4	
	-8,00	7,20	363		27,4	0,2	12,2	59,8	1,0	
	-9,00	7,50	358		27,0	0,1	12,0	67,0	1,0	
	-10,50	7,50	290		20,2	0,1	10,3	53,1	1,0	
LR 5	-4,00	7,20	300		16,5	0,1	16,8	41,4	5,7	
	-5,00									
	-6,00	6,80	503		61,2	0,3	24,5	106,5	2,1	
	-7,00	7,30	330		22,1	0,0	13,9	73,9	0,8	
	-8,00	7,30	330		22,5	0,0	16,8	70,4	0,8	
	-9,00	7,30	334		26,4	0,0	17,4	66,8	0,7	
	-10,50	7,00	365		29,3	0,7	22,2	64,2	1,2	

Appendix 12. Udførte analyser i kortlægningsboringerne LR6 - LR12

Boring	Dybde m	pH	Kond. uS/cm	ilt mg/l	Klorid mg/l	Ammonium mg/l	Natrium mg/l	Calcium mg/l	Kalium mg/l	Alkalinitet mekv/l
LR 6	-3,00	5,94	705		20,4	0,7	13,3	139,2	23,3	5,3
	-4,00									
	-5,00									
	-6,00	6,75	360		34,0	0,0	14,9	70,4	1,3	
	-7,00	6,62	325							
	-8,00	6,87	352		34,6	0,1	15,5	73,9	1,0	2,2
	-9,00	6,74	377							
	-10,50	6,79	380		54,8	0,0	17,4	70,4	0,9	
LR 7	-3,8	6,10	690		11,4	0,6	14,5	171,9	7,6	
	-4,5	6,50	760		11,2	1,8	13,9	173,6	12,8	
	-5,5	7,10	635		28,8	5,8	19,4	61,6	10,6	
	-6,5	6,90	675		29,2	6,1	23,8	58,3	12,3	
LR 8	-3,00	5,71	630		8,3	0,1				
	-4,00	5,02	563		11,8	0,1				
	-5,00									
	-6,00	5,70	1172							
	-7,00	5,80	1320							
	-8,00	6,70	1315							
	-9,00	6,90	1440		90,3	10,4				
	-10,00	7,30	1420		92,1	8,7				
	-11,00	8,00	1338		88,2	0,0				
	-12,00		1440		91,0	0,1				
-13,00		1466		94,9	3,6					
LR 9	-6,5	7,71	127	0,4	68,6					
	-7,0	7,80	170	0,3	68,0					
	-7,0	7,72	290	1,1	43,0					
	-7,5	7,78	349	0,4	54,3					
	-8,0	7,89	368	0,1	42,4					
	-9,0	7,79	319	0,1	46,9					
	-10,0	7,89	315	1,6	23,9					
	-11,0	7,90	306	1,0	18,5					
	-12,0	8,12	2296	0,9	18,1					
LR 10	-6,5	7,07	1333	0,2	84,3	95,1	21,9			
	-7,0	7,65	523	0,1	33,1	13,2	13,9			
	-7,5	7,11	467	1,2	39,2	8,9	15,7			
	-8,0	6,57	285	0,6	25,2					
	-9,0	6,42	179	1,0	20,3					
	-10,0	7,40	281	2,4	19,2					
	-11,0	8,21	275	2,2	24,2					
	-12,0	7,48	280	0,4	24,4					
LR 11	-6,0	6,99	480	0,1	64,2					
	-6,5	7,24	315	0,1	32,0					
	-7,0	6,84	179	0,0	24,8					
	-7,5	6,38	147	0,0	24,8					
	-8,5	6,00	130	0,8	26,3					
	-9,5	5,42	133	4,5	18,0					
	-10,5	5,26	149	4,9	12,0					
LR 12	-2,0	6,60	570	0,4						
	-2,5	6,38	315	0,1	26,2					
	-3,0	6,01	271	0,1	36,3					
	-3,5	5,65	240	0,1	24,0					
	-4,0	5,50	244	0,3	32,1					
	-4,5	5,76	267	1,3	38,3					
	-5,0	5,88	240	0,8	33,7					
	-5,5	5,82	266	6,2	33,0					
	-6,0	5,55	265	3,6	33,1					

Appendix 12. Udførte analyser i kortlægningsboringerne LR13 og LG1R

Boring	Dybde m	pH	Kond. uS/cm	Ilt mg/l	Klorid mg/l	Ammonium mg/l	Natrium mg/l	Calcium mg/l	Kalium mg/l	Alkalin. mækv/l
LR 13	-3,0	6,42	2380	0,2	100,3	69,2	85,5			
	-3,5	6,91	2200	0,2	156,5	96,1	119,3			
	-4,0	7,00	2500	0,2	212,0	115,4	129,6			
	-4,5	7,05	2380	0,2	210,0	105,2	111,0			
	-5,0	7,00	2300	0,1	208,0	68,4	100,0			
	-5,5	6,76	2500	0,2	256,0	49,9	126,6			
	-6,0	6,92	2190	0,2	162,5	34,5	157,0			
	-6,5	6,95	2180	0,2	174,8	22,6	106,1			
	-7,0									
	-7,5	8,02	409	0,2	28,9	0,9	23,7			
	-8,0	8,17	393	0,2	32,9	0,4	22,4			
	-9,0	8,33	396	2,2	31,0	0,1	22,6			
	-10,0	8,19	347	1,2	25,0	<0,05	13,5			
	-11,0	8,21	347	0,6	23,5	<0,05	20,6			
LG 1R	-8,50	6,67	1800	0,3	117,5	67,6	86,0			
	-9,00	6,80	1530	0,3	175,5	78,4	133,7			
	-9,50	6,75	1900	0,4	257,8	130,8	175,0			
	-10,00	6,77	1307	0,2	114,9	67,2	71,3			
	-10,50	6,78	1030	0,3	110,7	61,8	67,7			
	-11,00	6,64	1100	0,2	132,6	77,2	141,7			
	-12,00	6,51	1525	0,3	200,6	91,5	138,1			
	-13,17	6,63	1765	1,4	245,5	63,4	153,8			
	-15,00	6,88	1325	0,3	117,9	115,0	129,0			
	-15,35	6,64	2365	0,4	119,3	69,3	124,4			
	-16,00	7,11	2235	0,3	112,5	43,9	115,9			

APPENDIKS 13

Vandkvalitet - Perkolatboringer

Appendiks 13.1 Detaljer i forbindelse med prøvetagningsrunder

880809:

Flaske identi- fikation	Analyseparametre	Prøveflaske	Konservering/ opbevaring	Analyse- laboratorium
A	Cl,Na,K,Ca,NH ₄ -N	1 l glasflaske	nedkølet	LtH
B	NVOC, AOX	1 l pyrex m.skrue- låg	2ml/l HNO ₃	VKI
C	VOX, VOC	1 l pyrex m. slib	nedkølet	VKI
D	GC-screening	1 l pyrex m. slib	nedkølet	VKI

881115:

Flaske identi- fikation	Analyseparametre	Prøveflaske	Konservering/ opbevaring	Analyse- laboratorium
A	NVOC	50 ml pyrex m. skrue- låg	200 µl HNO ₃	VKI
B	AOX,EOX	1 l pyrex m. skrue- låg	2 ml HNO ₃	VKI
C	VOX	1 l pyrex m. slib	nedkølet	VKI
D	Flygtige stoffer			
E	GC-MS	5 l pyrex m.skrue- låg	nedkølet	VKI

890905:

Flaske identi- fikation	Analyseparametre	Prøveflaske	Konservering/ opbevaring	Analyse- laboratorium
A	Na,K,Ca,Mg,ledn. ev. SO ₄ , Cl,NH ₄ , COD,BI5	2,5 l Plastdunk	nedkølet	Ribe M&LK
B	pH,Alkalinitet	250 ml glasflaske	nedkølet	Ribe M&LK
C	Fe, Mn	250 ml glasflaske	Filtreres,1ml/l 6N H ₂ SO ₄	Ribe M&LK

891031:

Flaske identi- fikation	Analyseparametre	Prøveflaske	Konservering/ opbevaring	Analyse- laboratorium
A	Na,K,Ca, Mg,NH ₄ , ledn. ev.,Cl,SO ₄ , BI5,COD	2,5 l plastdunk	nedkølet	Ribe M&LK
B	Fe,Mn	250 ml glas/flaske	filtreres (0,45 µm) 1 ml/l 6N H ₂ SO ₄	Ribe M&LK
C	pH,Alkalinitet	250 ml glasflasker	nedkølet	Ribe M&LK
D	AOX	1l pyrex,skruelåg	2ml konc. HNO ₃	VKI
E	VOX	1l pyrex,slib	nedkølet	VKI
F	VOC	50 ml skruelåg	nedkølet	VKI
G	NVOC	50 ml skruelåg	200 µl HNO ₃	VKI
H	GC-screen,pentan	50 ml målekolbe	500µl pentan, 50µl NaOH	LtH
I	GC-screen, æter	10 ml reagensglas	1,5 ml æter	LtH

[illegible]

Appendiks 13.2 Analyser i boring LG1-7

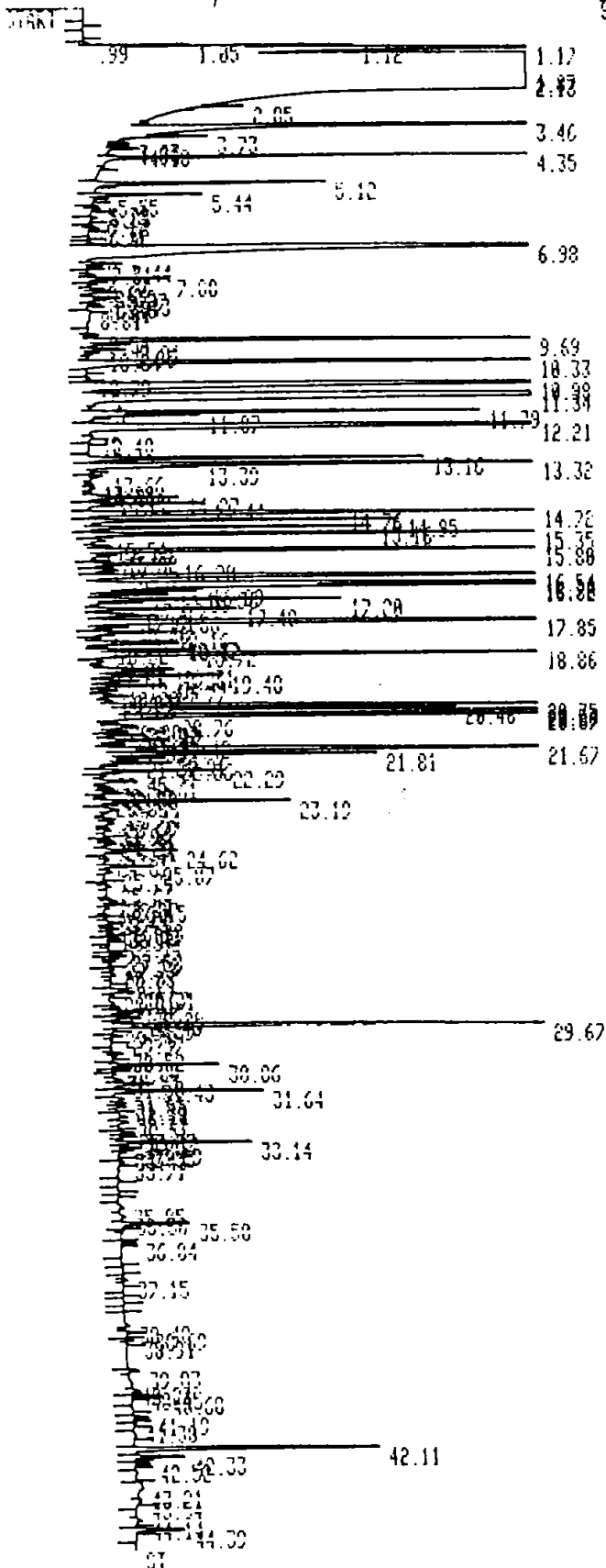
Parameter	Boring									
	LG1		LG2		LG3		LG5-2		LG6-1 LG6-2 LG7-1 LG7-2	
	880809 ¹⁾	881115 ¹⁾	890905 ²⁾	880809 ¹⁾	881115 ¹⁾	890905 ²⁾	880809 ¹⁾	881115 ¹⁾	890905 ²⁾	891031 ²⁾
NVOC (mg/l)	290	190	-	520	260	-	120	91	-	24,8
VOC (mg/l)	12	-	-	4,4	-	-	8,0	-	-	0,55
AOX (µg/l)	2,70	310	-	280	330	-	4,50	-	-	2,12
EOX (µg/l)	-	1,6	-	-	7,4	-	-	7,7	-	-
VOX (µg/l)	1,0	-	-	3,2	-	-	< 0,5	-	-	< 0,5
Methan (mg/l)	-	22	-	-	1	-	-	-	-	1,8
Benzen (µg/l)	-	8	-	-	1	-	-	17	-	0,52
Toluen (µg/l)	-	88	-	-	16	-	-	1	-	-
Xylener (µg/l)	-	500	-	-	21	-	-	25	-	-
Ethylbenzen (µg/l)	-	75	-	-	6	-	-	320	-	-
Naphthalen (µg/l)	-	18	-	-	2	-	-	100	-	-
Trichlorethylen (µg/l)	-	-	0,14	-	-	-	-	3	-	-
1,1,2,2-Tetrachlorethan (µg/l)	-	<0,003	-	-	0,03	-	-	-	0,05	-
Tetrachlorethylen (µg/l)	-	0,03	-	-	< 0,02	-	-	< 0,003	-	-
								< 0,02	-	-

1) Uorganiske analyser foretaget på LtH - organiske analyser på VKI

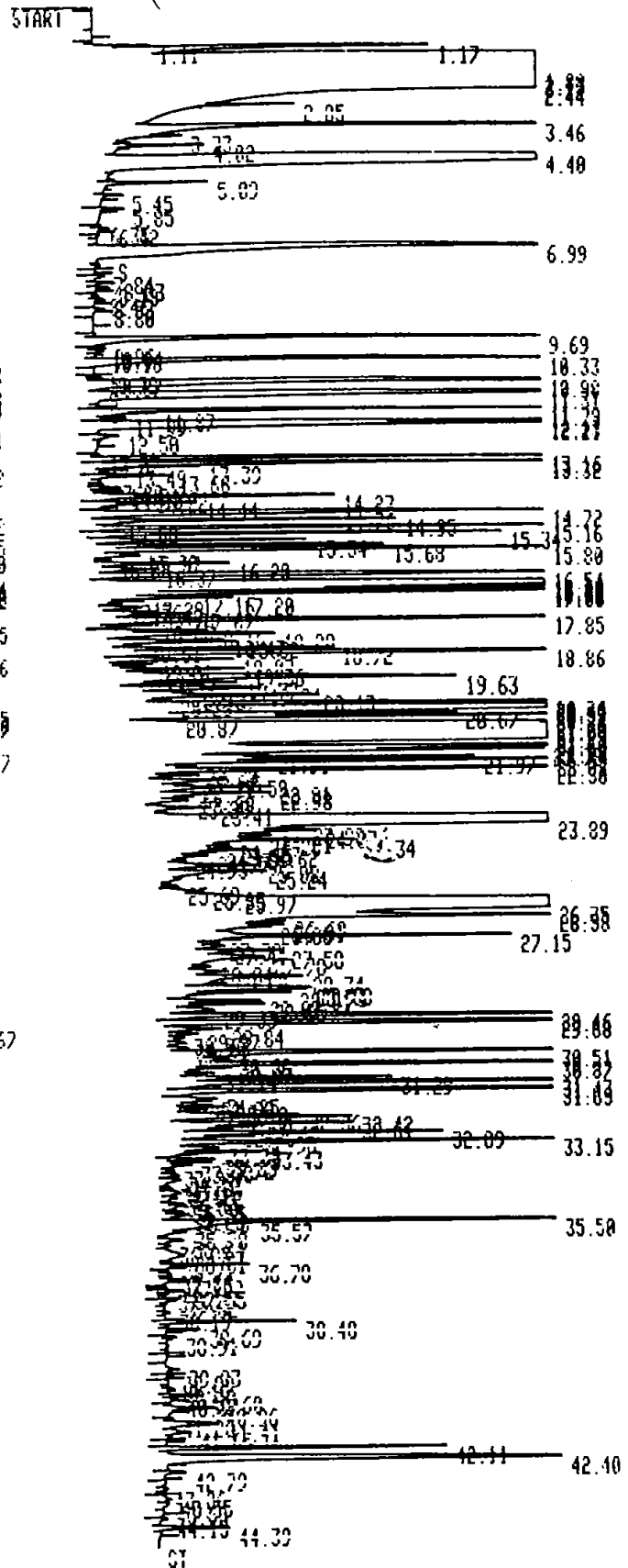
2) Uorganiske analyser (samt Biol. og kemisk ilforbrug) foretaget på Miljø- og Levnedsmiddelkontrollen i Ribe - organiske analyser på VKI.

Appendiks 13.3 GC-screening for LG1 og LG2

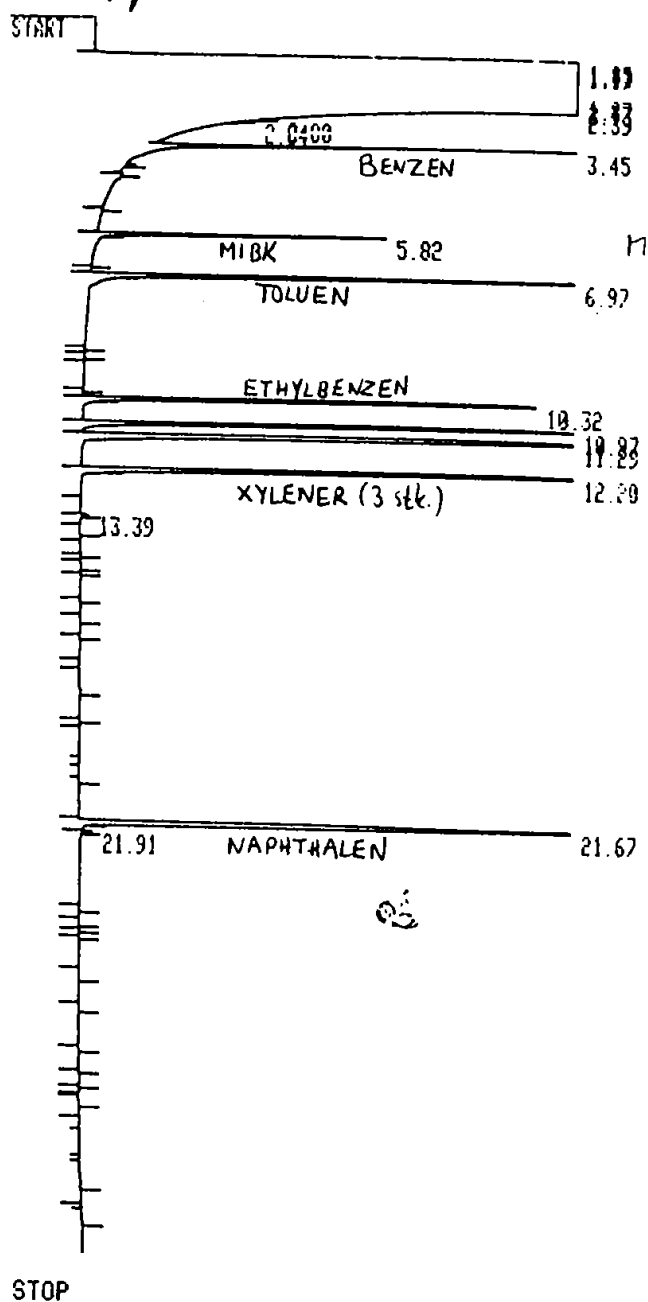
(113.1) LG-1



(113.2) LG-2



4.4 ppm standard





Appendiks 13.4 GC-MS analyse for LG1-3

Side 2
Sag nr. 41.924/900
1989-01-03 PRØ/SAA

Lossepladssekretariatet, Danmarks Tekniske Højskole, Bygning 115
2800 Lyngby, att.: Peter Kjeldsen

2. GC-MS SCREENING

Følgende analysemetoder er benyttet ved GC-MS screeningerne:

Basisk/neutrale og sure forbindelser

1 l prøve er indstillet til pH = 12 med NaOH og ekstraheret med heptan/ether (2:1) tre gange. De samlede ekstrakter, der indeholder de neutralt og basisk reagerende stoffer, er inddampet til 1 ml og analyseret ved GC-MS uden forudgående derivatisering.

Derefter er prøvens pH justeret til pH = 2 med svovlsyre og der er igen ekstraheret tre gange med heptan/ether. De samlede ekstrakter, der indeholder de surt reagerende forbindelser, er inddampet til 10 ml. Ekstraktet er derefter delt.

En delmængde af ekstraktet er derivatiseret med eddikesyreanhydrid for acetylering af phenoliske komponenter. En anden delmængde af ekstraktet er behandlet med diazomethan for methylering af sure forbindelser generelt.

Efter yderligere ti gange opkoncentrering, er de to derivatiserede ekstrakter analyseret ved GC-MS.

Identifikation

De ved GC-MS analyserne detekterede forbindelser er søgt identificeret ved automatiseret bibliotekssøgning i NBS-database over massespektre samt ved manuel tydning.

Beregning

Koncentrationerne af de detekterede forbindelser er beregnet over for en serie af deutererede interne GC-MS standarder, der er tilsat prøven inden ekstraktion, samt en intern standard (hexachlorbenzen) tilsat de enkelte fraktioner efter ekstraktionen. Da beregningerne ikke er foretaget over for standarder indeholdende de aktuelle stoffer i prøverne, skal de beregnede koncentrationer betragtes som værende vejledende.

Resultaterne af GC-MS screeningerne fremgår af vedlagte tabeller.

Til orientering er vedlagt chromatogrammer af neutrale/basiske forbindelser, acetylerede phenoler, samt methylerede sure forbindelser fra de tre prøver.

Endvidere er vedlagt massespektre af 5 uidentificerede forbindelser.



Side 3
Sag nr. 41.924/900
1989-01-03 PRØ/SAA

Lossepladssekretariatet, Danmarks Tekniske Højskole, Bygning 115
2800 Lyngby, att.: Peter Kjeldsen

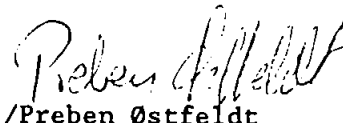
De skal i øvrigt bemærkes, at

- der sker fordampningstab af de flygtigste forbindelser ved opkoncentrationen af GC-MS ekstrakterne, hvilket bevirker forskellen mellem koncentrationer af xylener bestemt ved de specifikke analyser og bestemt ved GC-MS.
- de sure fraktioner fra især LG1 og LG2 ud over de i tabellen nævnte stoffer indeholder en del forbindelser, som det ikke har været muligt at adskille gaschromatografisk og derfor heller ikke at identificere.
- 2-(2'-methyl-4'-chlorphenoxy)propionsyre (MCPP) er den eneste miljøfremmede forbindelse påvist i store koncentrationer i de tre prøver.

Vi er naturligvis til rådighed for en eventuel diskussion af de fremsendte analyseresultater.

Med venlig hilsen,
VANDKVALITETSINSTITUTTET, ATV


Birgit Schultz


/Preben Østfeldt



Tabel 1. Neutrale/basiske forbindelser

<u>Alkylbenzener m.v.</u>	LG1	LG2	LG3
Xylener	28	i.p.	i.p.
C ₃ -Benzener	57	i.p.	i.p.
C ₄ -Benzener	15	9	i.p.
Naphthalen	33	i.p.	i.p.
Methylnaphthalener	13	i.p.	i.p.
2,3-Dihydro-1-H-indene	5		
1-H-Indol	i.p.	5	i.p.
3-Methyl-1-H-Indol	i.p.	5	6
<u>Oxygenforbindelser</u>			
3,3,5-trimethylcyclohexanon	8	i.p.	i.p.
3,3-dimethyl-bicyclo(2,2,1)-heptan-2-one	3	i.p.	i.p.
Menthol	i.p.	8	i.p.
Fenchone (C ₁₀ H ₁₆ O)	34	20	i.p.
p-Menthan-4-ol	i.p.	7	i.p.
p-Menthan-8-ol	75	200	53
Methone	i.p.	6	i.p.
Terpinol	i.p.	i.p.	15
1,1'-Oxybisbenzen	i.p.	23	i.p.
Diverse alifatiske ethere/alkoholer	680	140	33
<u>Andre neutrale forbindelser</u>			
Tributylphosphat	7	i.p.	i.p.
Tri(2-butoxyethanol)phosphat	10	11	i.p.
Triethylphosphat	i.p.	14	7
Svovl Sg	i.p.	i.p.	390
N-butylbenzensulfonamid	i.p.	i.p.	7
Uidentificerede	-	15*	13

* : 2 stk.; i.p. : ikke påvist



Tabel 2. Phenoler

<u>Phenoler</u>	LG1	LG2	LG3
Phenol	i.p.	110	320
Cresoler	77	130	200
Xylenoler	110	10	i.p.
C ₃ -Phenoler	38	22	i.p.
C ₄ -Phenoler	5	i.p.	i.p.
3-(2-phenylethyl)phenol	5	i.p.	i.p.
4,4'-Methylenbisphenol	3	3	i.p.
4,4'-Ethylenbisphenol	2	65	4
4,4'-(1-Methylethyliden)bisphenol	7	4	i.p.
Uidentificeret uchloreret phenol (MW = 190, MS vedlagt)	13	i.p.	i.p.
Uidentificeret uchloreret phenol (MW = 190, MS vedlagt)	36	i.p.	i.p.
Uidentificeret uchloreret phenol	5	5	i.p.
Uidentificeret triphenol (MW = 244, C ₁₅ H ₁₆ O ₃)	i.p.	28	i.p.
Chlorphenol	i.p.	3	i.p.

i.p. : ikke påvist



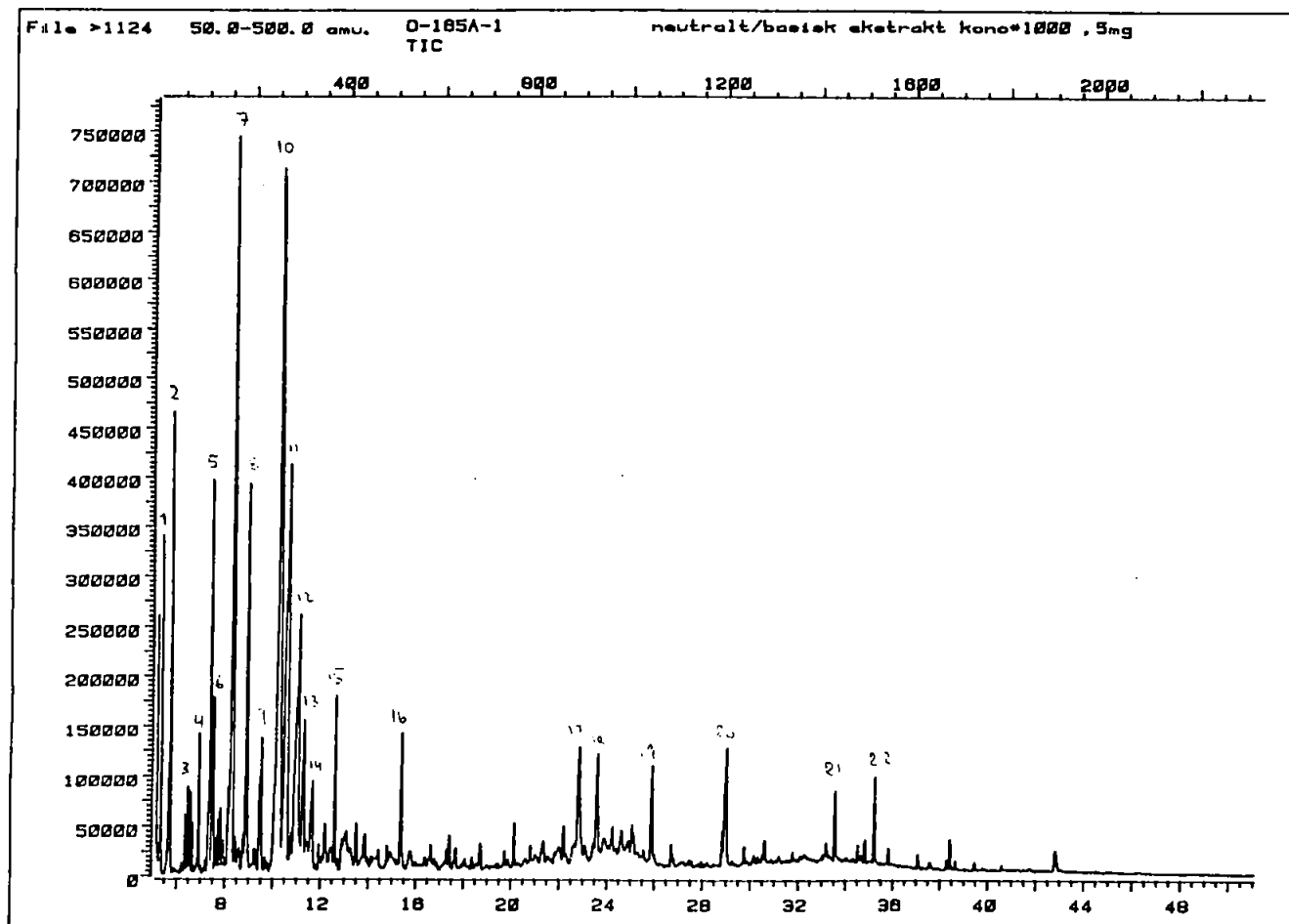
Tabel 3. Syrer

<u>Fedtsyrer (mættede og umættede)</u>	LG1	LG2	LG3
C ₅	10	i.p.	i.p.
C ₆	i.p.	39	12
C ₇	6	140	27
C ₈	74	180	i.p.
C ₉	i.p.	10	i.p.
C ₁₀	i.p.	17	i.p.
C ₁₆	25	23	200
C ₁₈	i.p.	23	160
<u>Aromatiske carboxylsyrer</u>			
Phenyleddikesyre	51	160	140
Phenylpropionsyre	8	33	22
Phenylbutansyre	i.p.	15	i.p.
Benzoesyre	42	120	85
Methylbenzoesyre	12	12	28
Dimethylbenzoesyre	i.p.	25	i.p.
Trimethylbenzoesyre	66	54	i.p.
<u>Andre syrer</u>			
Cyclohexancarboxylsyre	29	120	31
Phenanthrenicarboxylsyre	i.p.	i.p.	140
Campholytic acid	6	9	i.p.
gamma-Campholenic acid	6	7	10
alpha-Campholenic acid	7	14	i.p.
MCPP (2-(2'-methyl-4'-chlorphenoxy)-propionsyre)	190	72	850
2 uidentificerede (MS vedlagt)	520	410	190
Diverse ikke-halogenerede sure forbindelser	73	220	53

i.p. : ikke påvist

Topidentifikation Bilag 1 LG1 Neutrale/Basiske

Top nr.	Stof
1	C ₂ -Benzen
2	Alifatisk ether
3	C ₃ -Benzener + alifatisk oxygenforbindelse
4	C ₃ -Benzen
5	Alifatisk ether
6	C ₄ -Benzen
7	Alifatisk ether
8	Methyl-phenol + fenchone
9	Dimethyl-phenol
10	p-Menthan-8-ol
11	Alifatisk alkohol
12	Alifatisk alkohol + dimethyl-phenol
13	Naphthalen
14	Trimethyl-phenol
15	Alifatisk ether
16	d ₁₀ -Biphenyl I.S.
17	Uidentificeret
18	d ₁₀ -Anthracen I.S.
19	Uidentificeret
20	d ₁₀ -Pyren I.S.
21	2-Butoxyethanolphosphat
22	DEHP - blindtop



1. Neutrale/basiske forbindelser, LG1

Topidentifikation

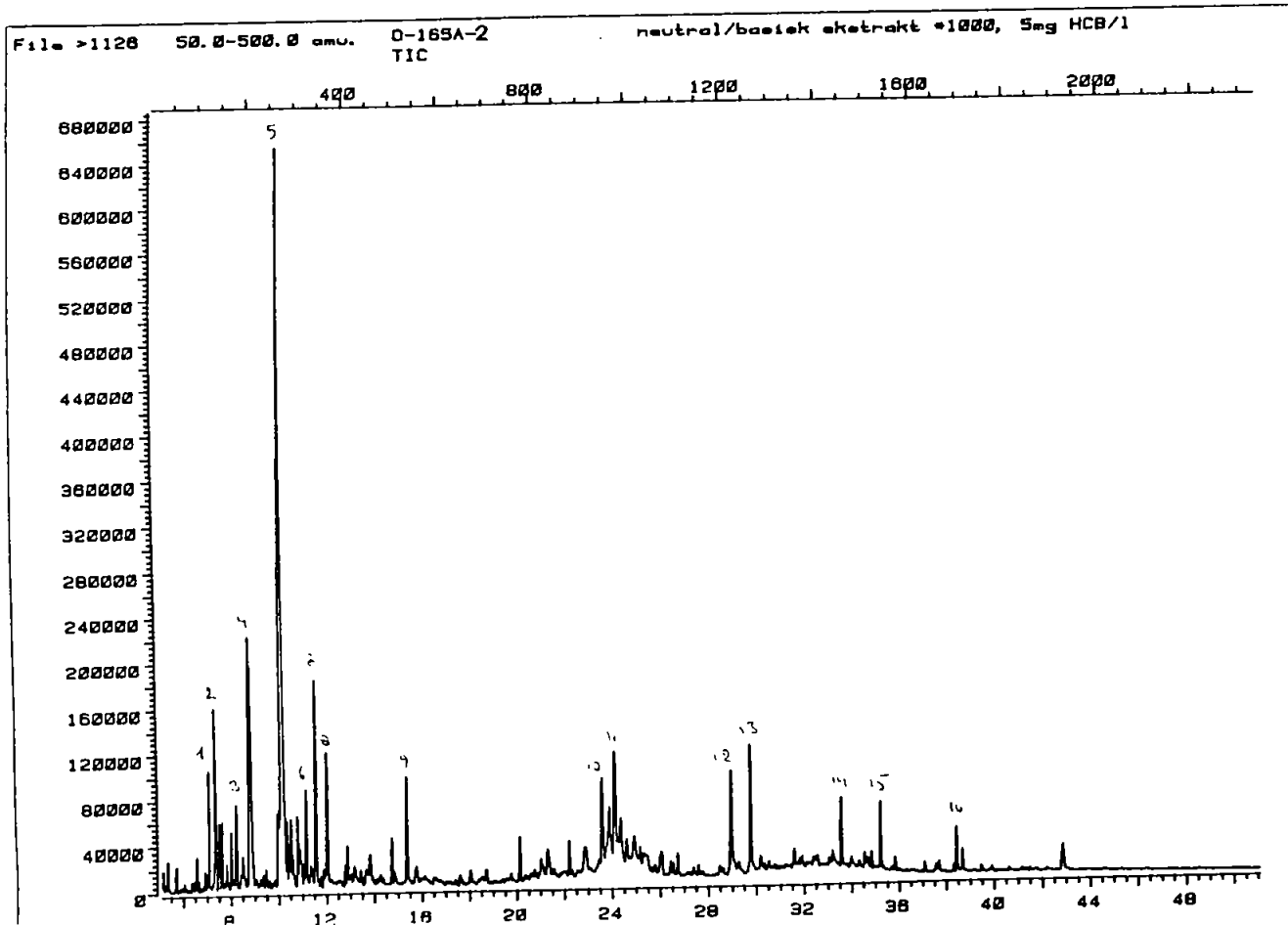
Bilag 2

LG2 Neutrale/Basiske

Top nr.

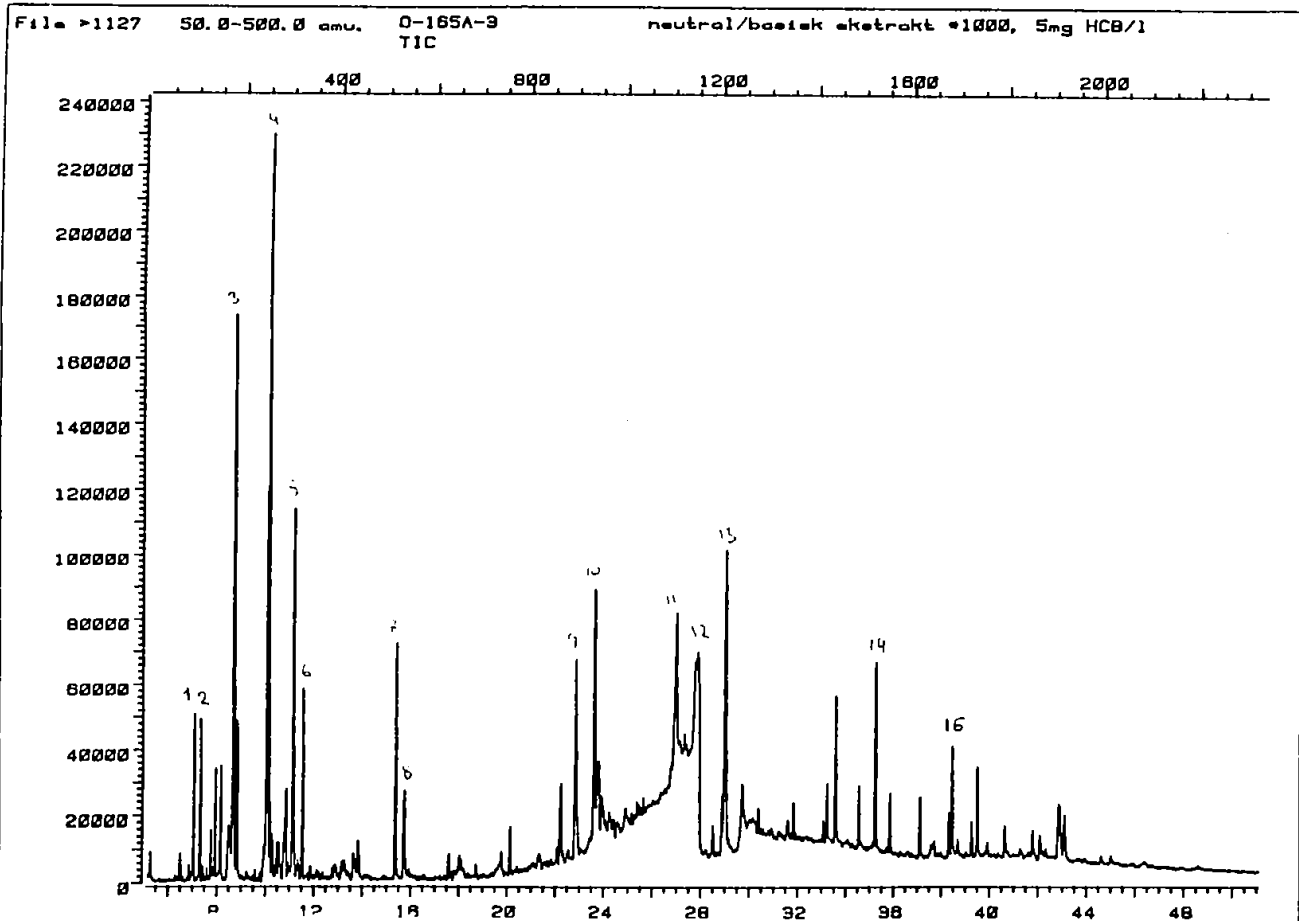
Stof

1	Alifatisk oxygenforbindelse
2	Alifatisk oxygenforbindelse
3	Alifatisk oxygenforbindelse
4	Methylphenol + fenchone
5	p-Menthan-8-ol
6	Uidentificeret
7	Alifatisk oxygenforbindelse
8	C ₃ -phenol
9	d ₁₀ -Biphenyl I.S.
10	d ₁₀ -Anthracen I.S.
11	Uidentificeret
12	d ₁₀ -pyren I.S.
13	Alifatisk oxygenforbindelse
14	tri-(2-Butoxyethanol)phosphat
15	DEHP - blindtop
16	Decandisyrediiisooctylester - blindtop



Topidentifikation Bilag 3 LG3 Neutrale/Basiske

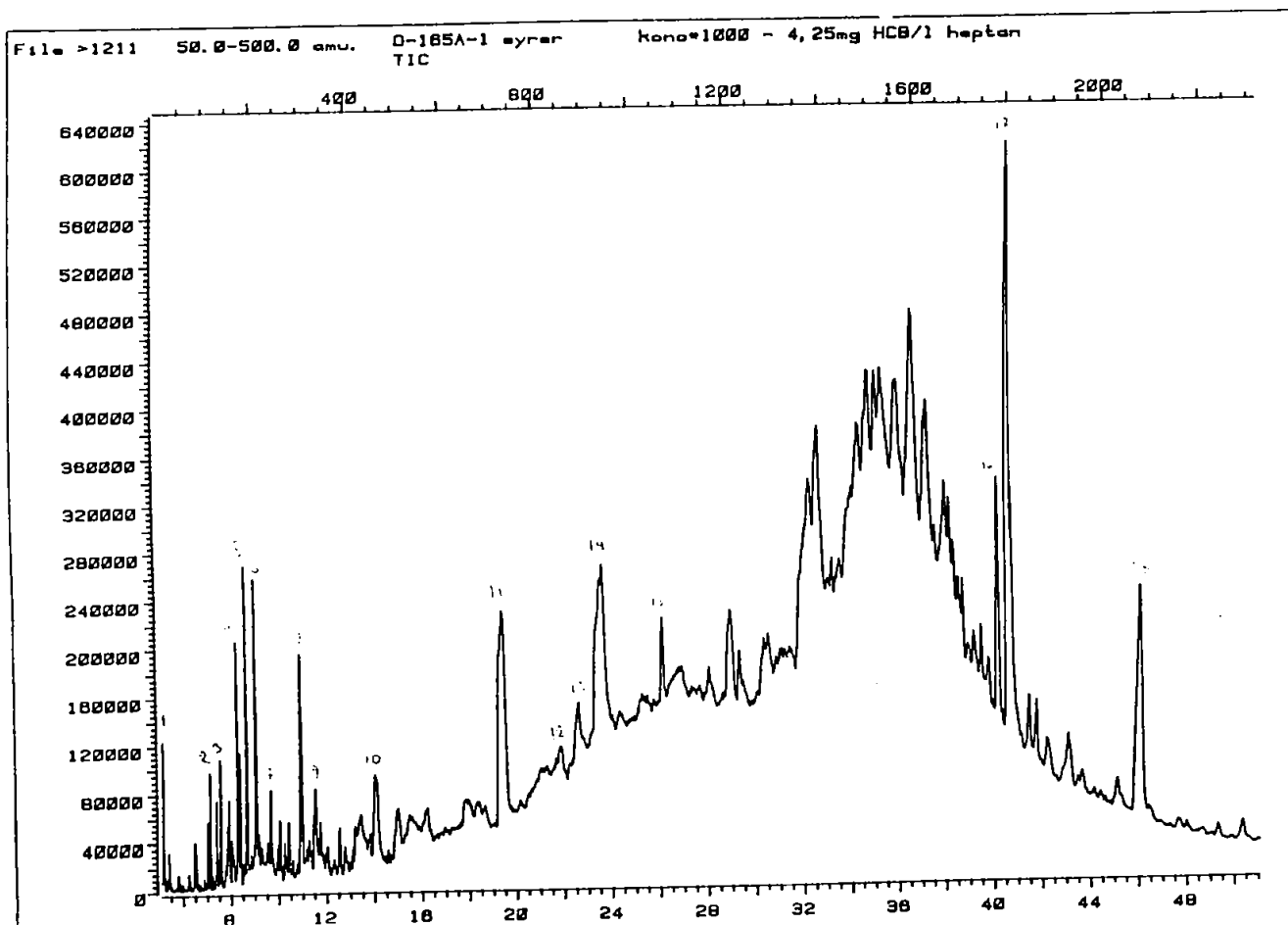
Top nr.	Stof
1	Alifatisk oxygenforbindelse
2	Alifatisk oxygenforbindelse
3	Methyphenol
4	p-Menthan-8-ol
5	Terpinol
6	Alifatisk oxygenforbindelse
7	d ₁₀ -Biphenyl I.S.
8	3-Methyl-1H-indol
9	Alifatisk oxygenforbindelse
10	d ₁₀ -Anthracen I.S.
11	Uidentificeret
12	Svovl S ₈
13	d ₁₀ -Pyren I.S.
14	DEHP - blindtop
15	Decandisyreodeoctylester - blindtop



3. Neutrale/basiske forbindelser, LG3

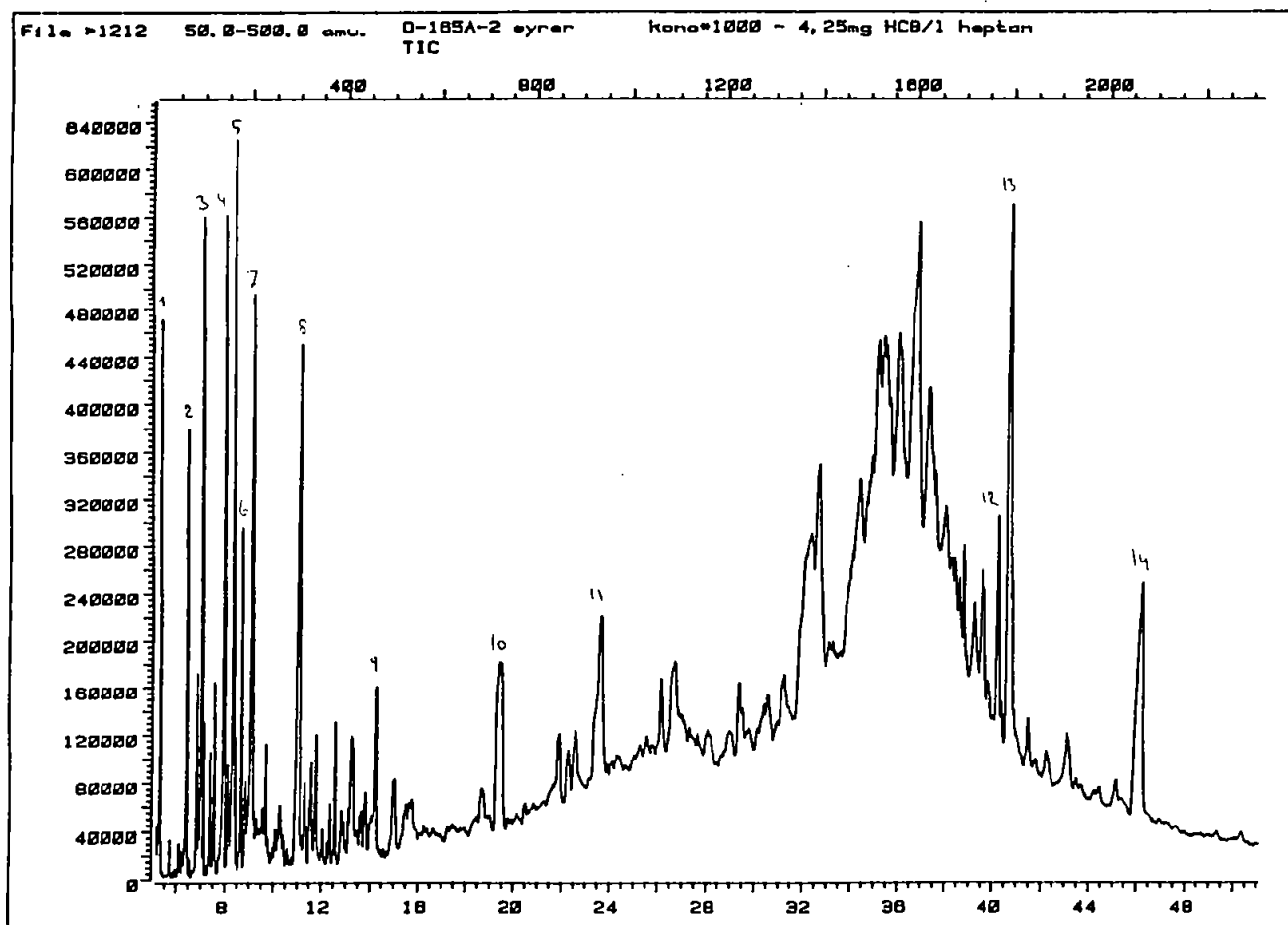
Topidentifikation Bilag 4 LG1 Methylerede sure forbindelser

Top nr.	Stof
1	C ₅ -syre
2	Uidentificeret syre
3	C ₈ -syre
4	Cyclohexancarboxylsyre
5	C ₈ -syre
6	Benzoesyre
7	Campholytic acid
8	Phenyleddikesyre
9	Methyl-benzoesyre
10	Trimethyl-benzoesyre
11	MCPP
12	MBPA - I.S.
13	HCB - I.S.
14	Uidentificeret syre
15	C ₁₆ -syre
16 + 17	Uidentificeret - MS i bilag 14
18	Uidentificeret - MS i bilag 13



Topidentifikation Bilag 5 LG2 Methylerede sure forbindelser

Top nr.	Stof
1	C ₆ -syre
2	C ₇ -syre
3	C ₈ -syre
4	C ₈ -syre
5	Cyclohexancarboxylsyre
6	C ₈ -syre
7	Benzoesyre
8	Phenyleddikesyre
9	Uidentificeret syre
10	MCP
11	Uidentificeret syre
12 + 13	Uidentificeret, MS i bilag 14
14	Uidentificeret, MS i bilag 13



5. Methylerede sure forbindelser, LG2

Topidentifikation

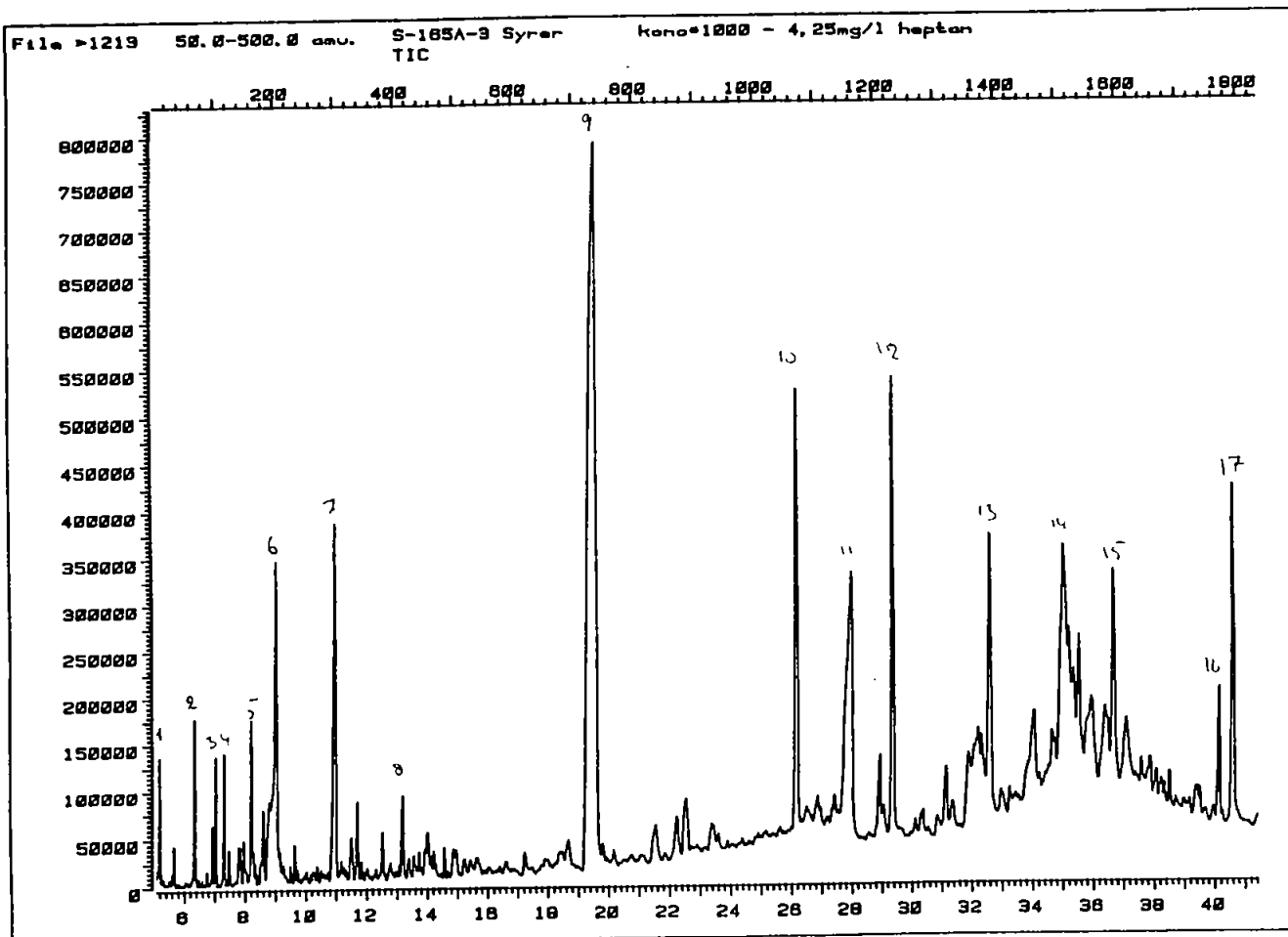
Bilag 6

LG3 Methylerede sure forbindelser

Top nr.

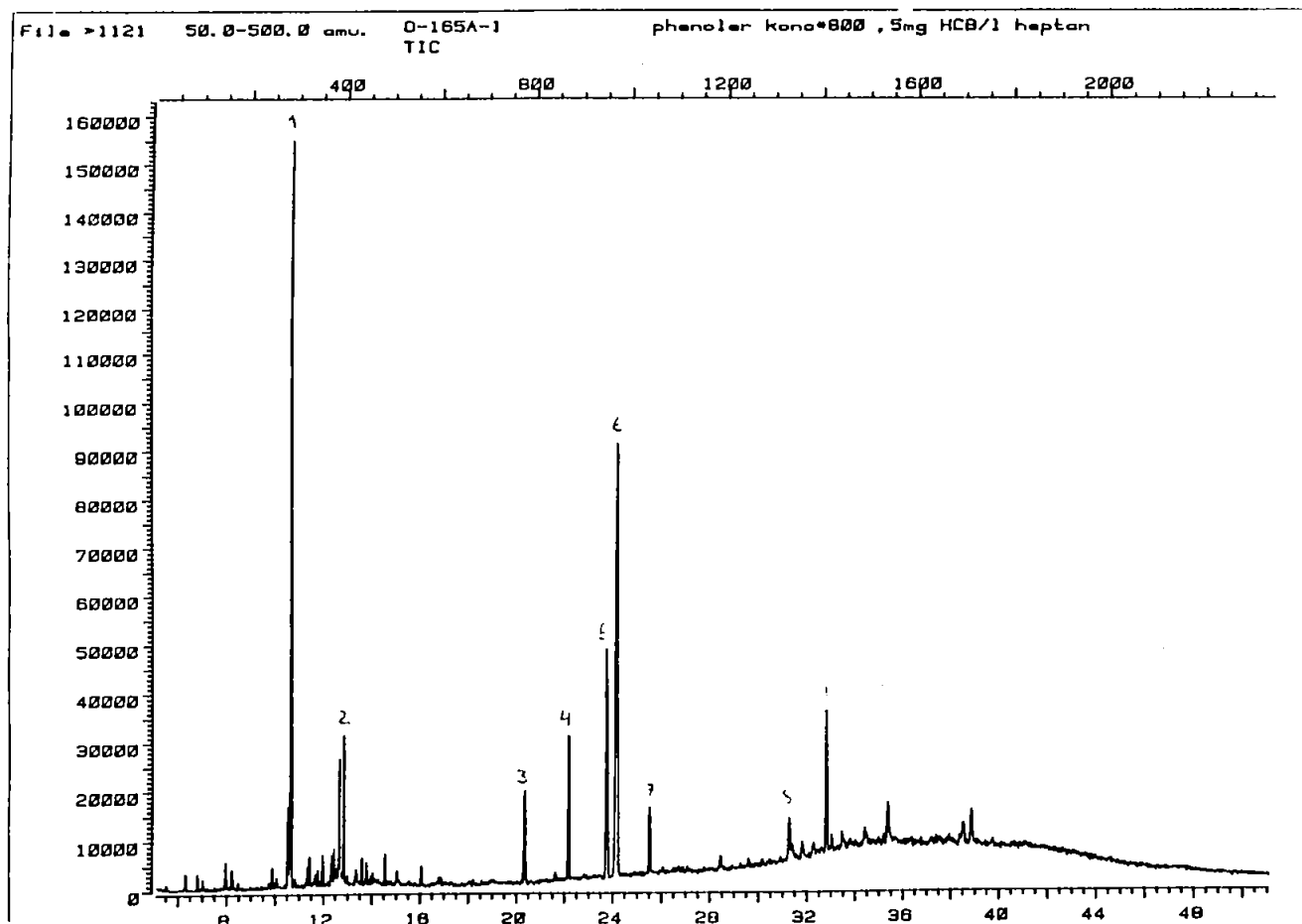
Stof

1	C ₆ -syre
2	C ₇ -syre
3	Uidentificeret
4	Uidentificeret
5	Cyclohexancarboxylsyre
6	Benzoesyre
7	Phenyleddikesyre
8	Phenylpropionsyre
9	MCPP
10	C ₁₆ -syre
11	Svovl S ₈
12	C ₁₈ -syre
13	Phenanthrencarboxylsyre
14	Uidentificeret
15	Uidentificeret
16 + 17	Uidentificeret, MS i bilag 14



Topidentifikation Bilag 7 LG1 Acetylerede phenoler

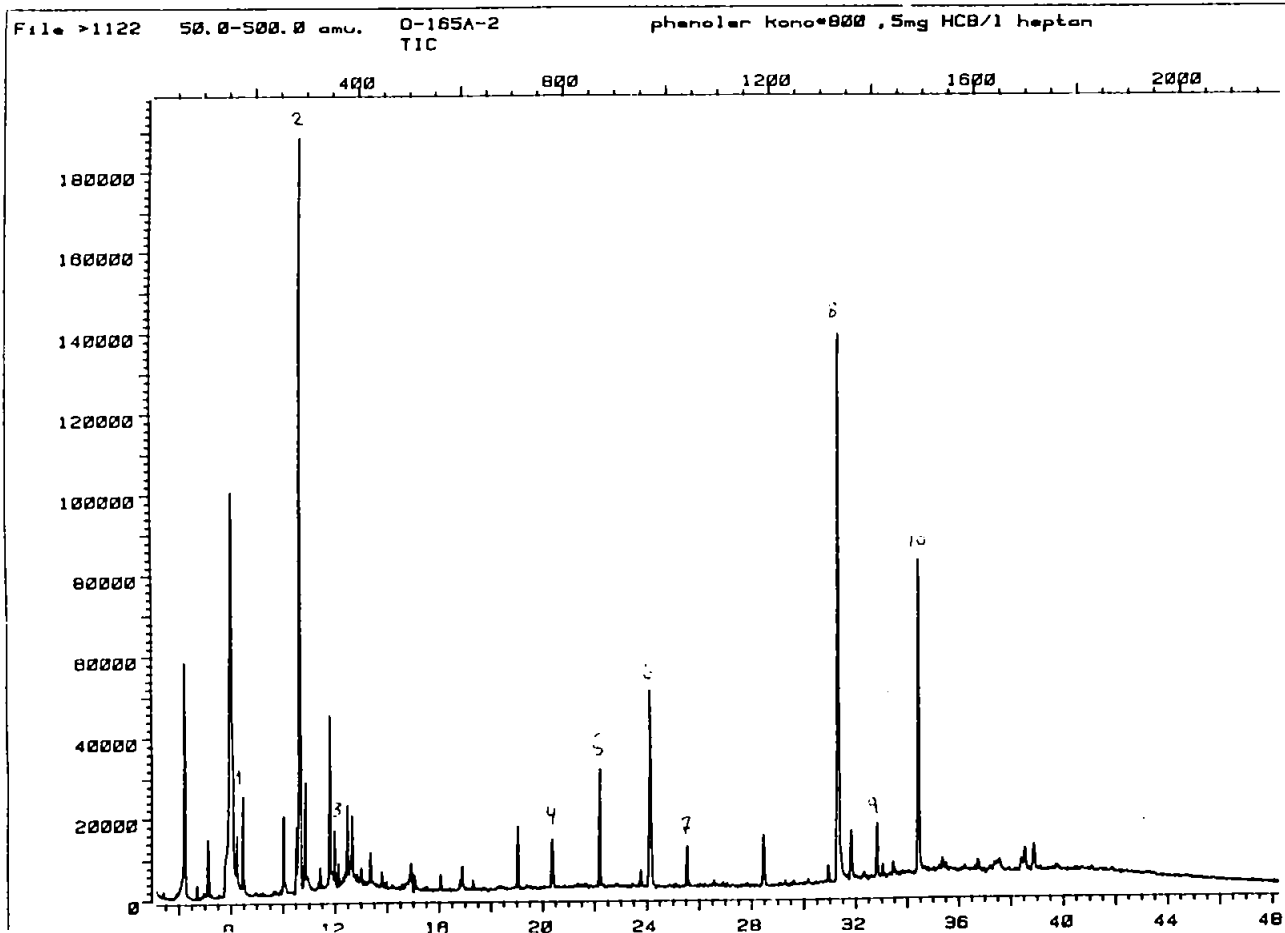
Top nr.	Stof
1	Cresol
2	Xylenol
3	Uidentificeret phenol, MS i bilag 12
4	HCB - I.S.
5	Uidentificeret phenol, MS i bilag 11
6	Uidentificeret phenol, MS i bilag 10
7	4,4'-Methylenbisphenol
8	4,4'-Ethylenbisphenol
9	4,4'-(1-Methyl-ethyliden)bisphenol



7.
Acetylerede phenoler, LG1

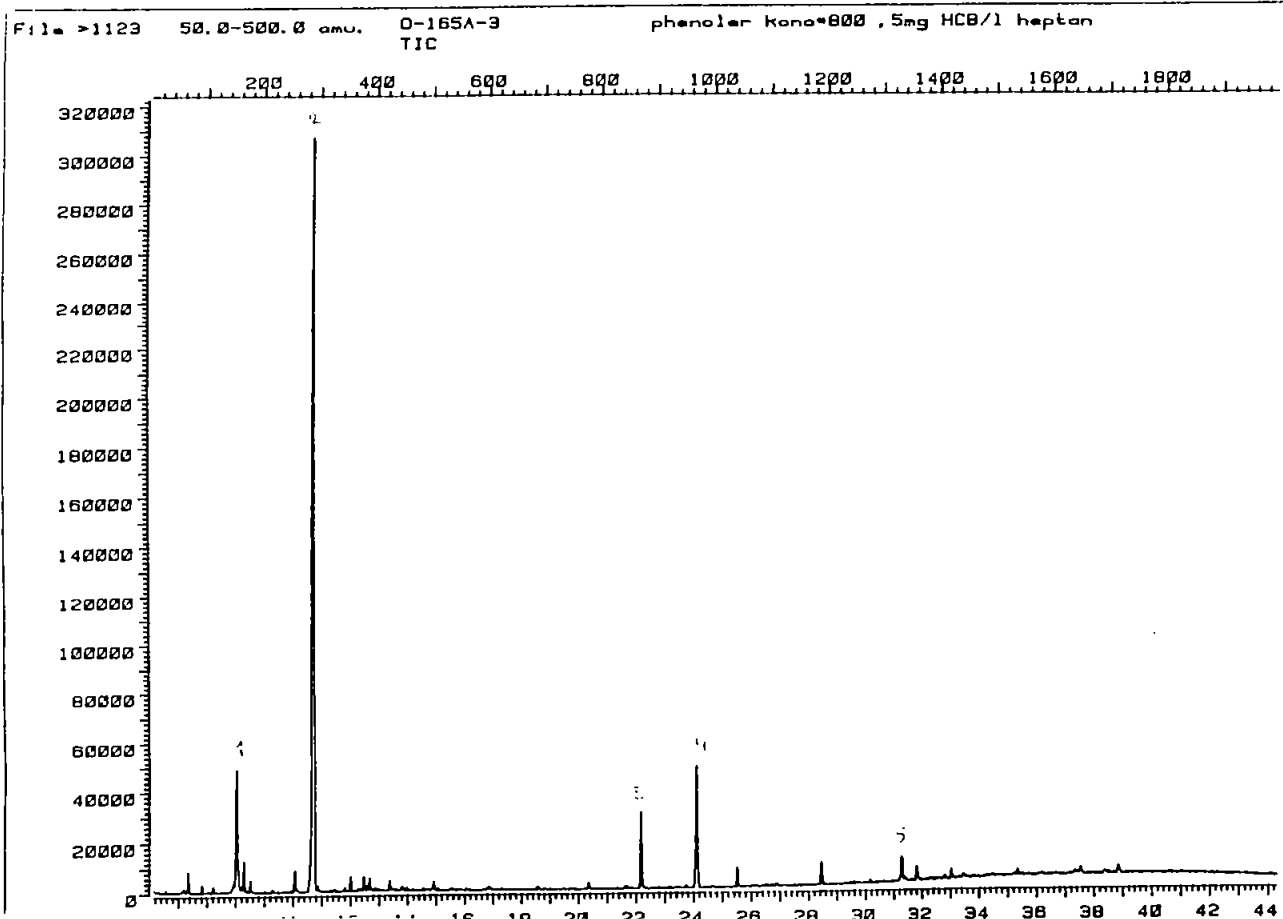
Topidentifikation Bilag 8 LG2 Acetylerede phenoler

Top nr.	Stof
1	Phenol + d ₅ -phenol I.S.
2	Cresol
3	Chlorphenol
4	Uidentificeret phenol, MS i bilag 12
5	HCB - I.S.
6	PCP ¹³ C ₆ - I.S.
7	4,4'-Methylenbisphenol
8	4,4'-Ethylenbisphenol
9	4,4'-(1-Methyl-ethyliden)bisphenol
10	Uidentificeret triphenol

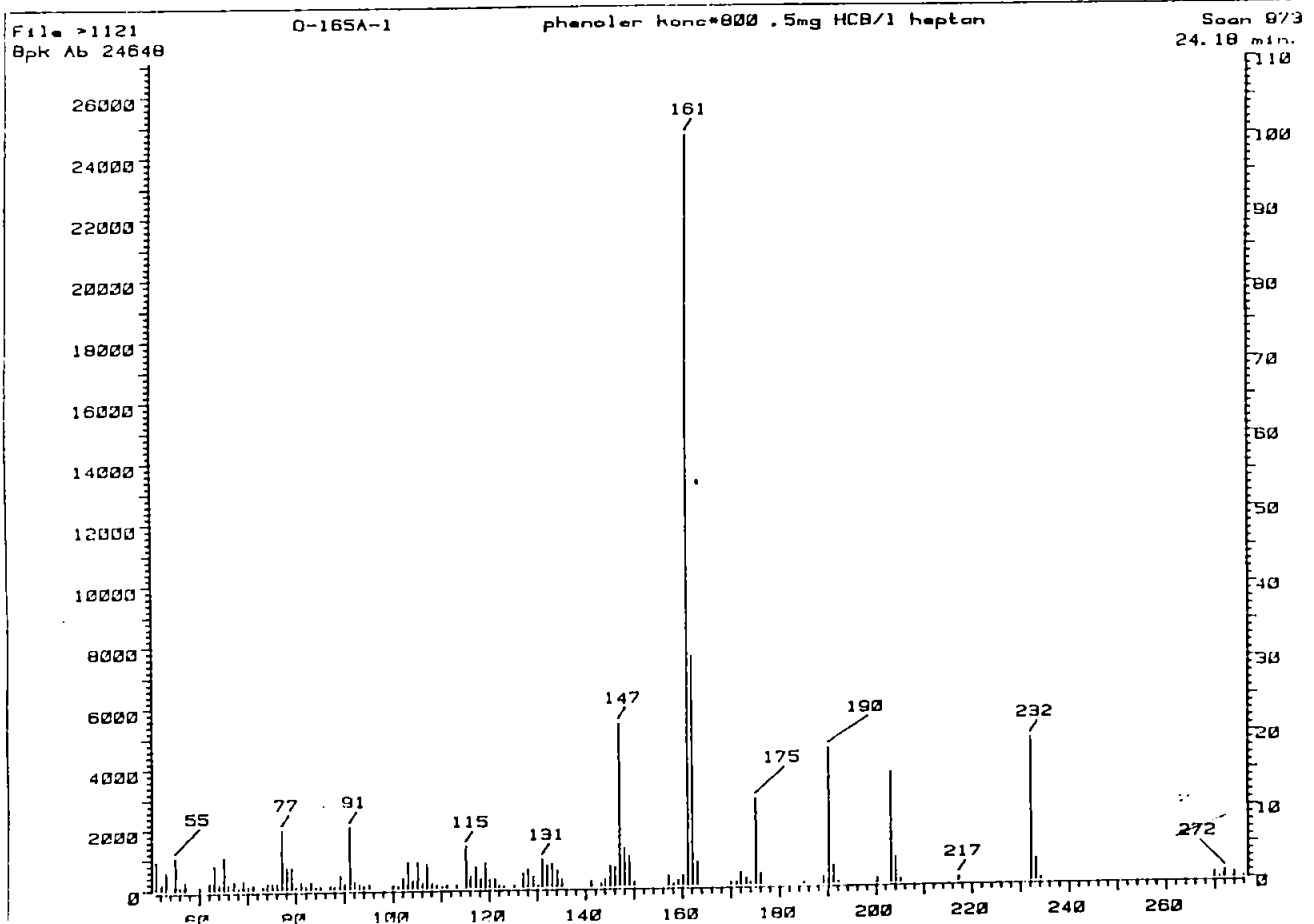


Topidentifikation Bilag 9 LG3 Acetylerede phenoler

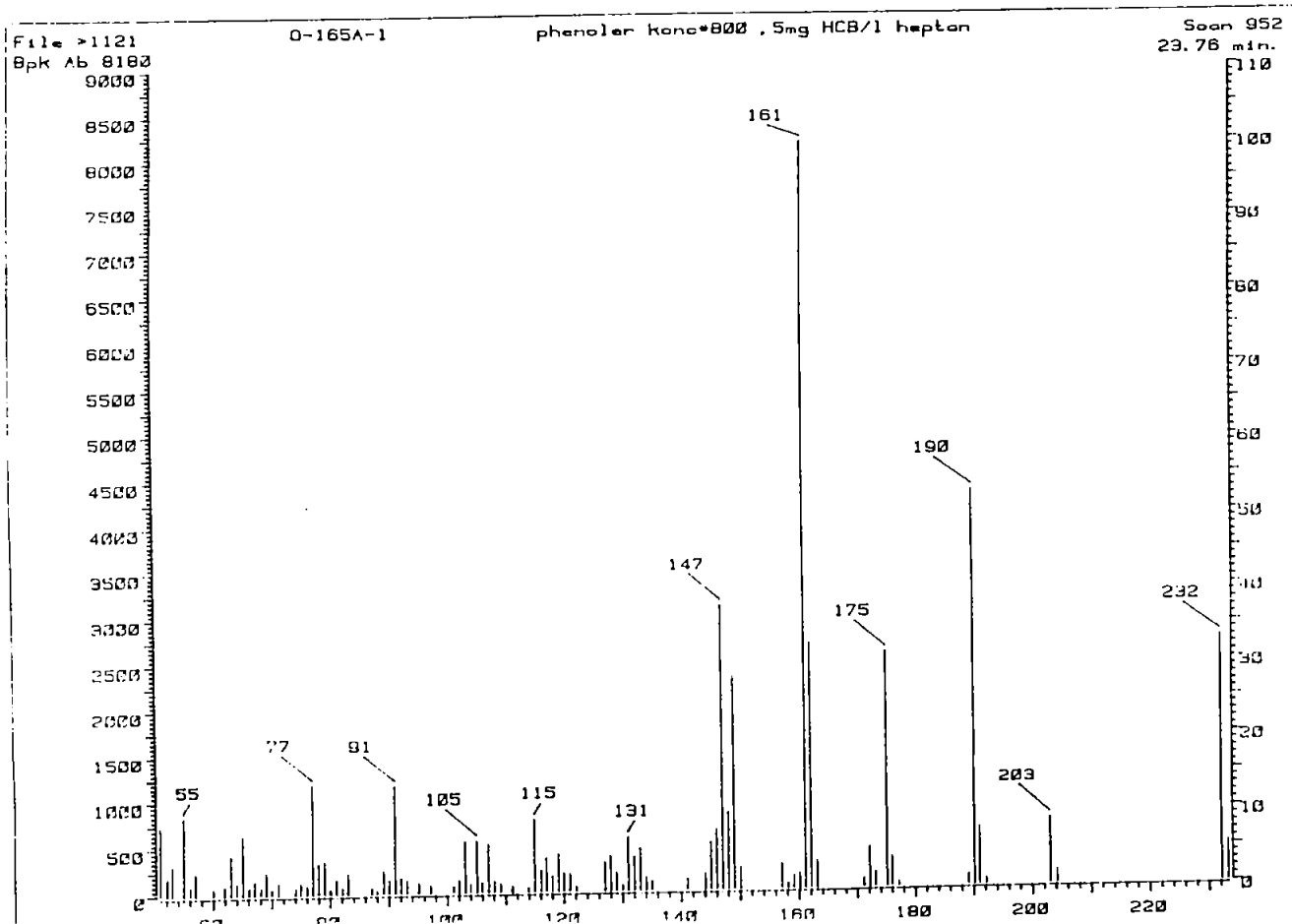
Top nr.	Stof
1	Phenol + d ₅ -phenol I.S.
2	Cresol
3	HCB - I.S.
4	PCP ¹³ C ₆ - I.S.
5	4,4'-Ethylenbisphenol



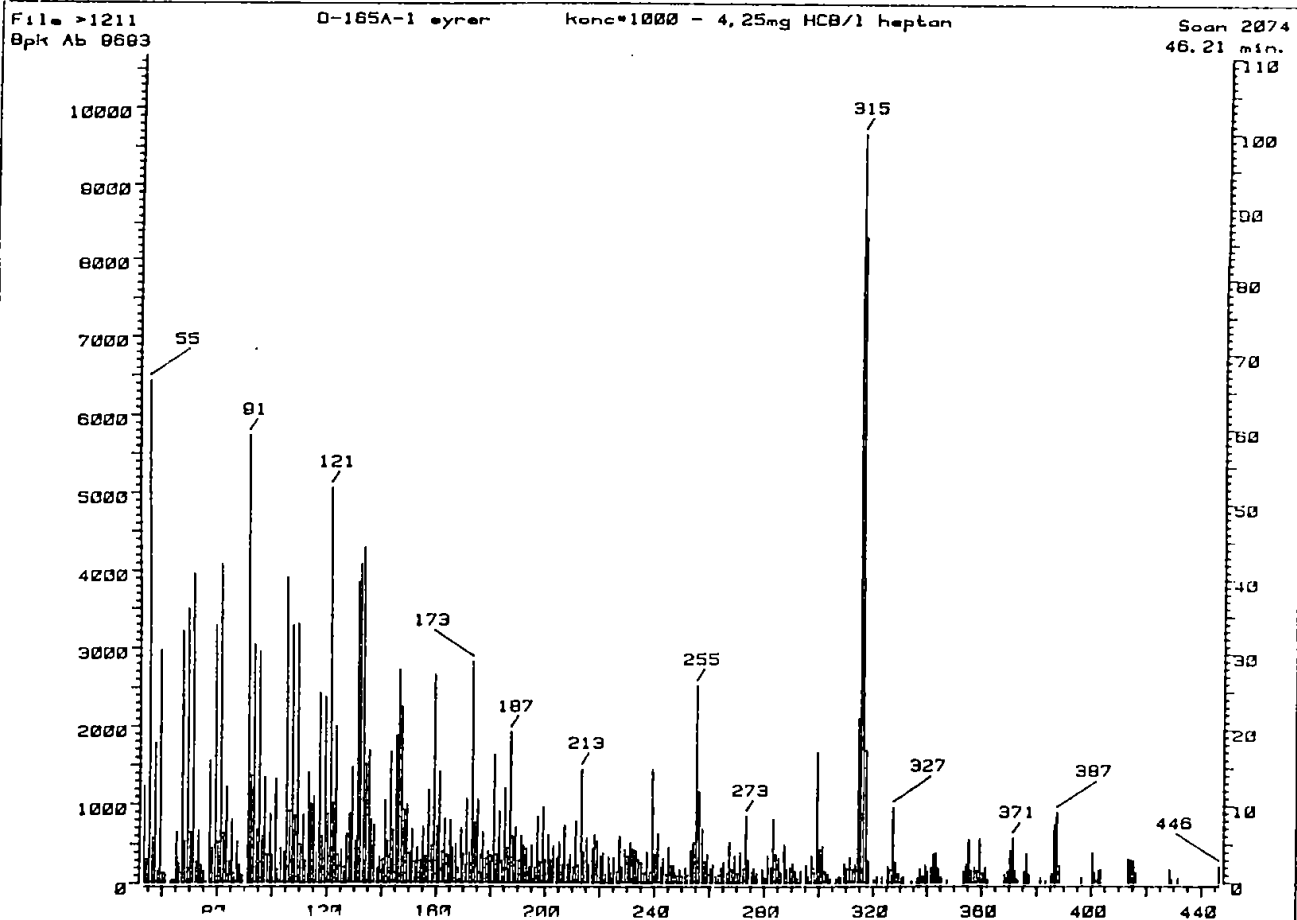
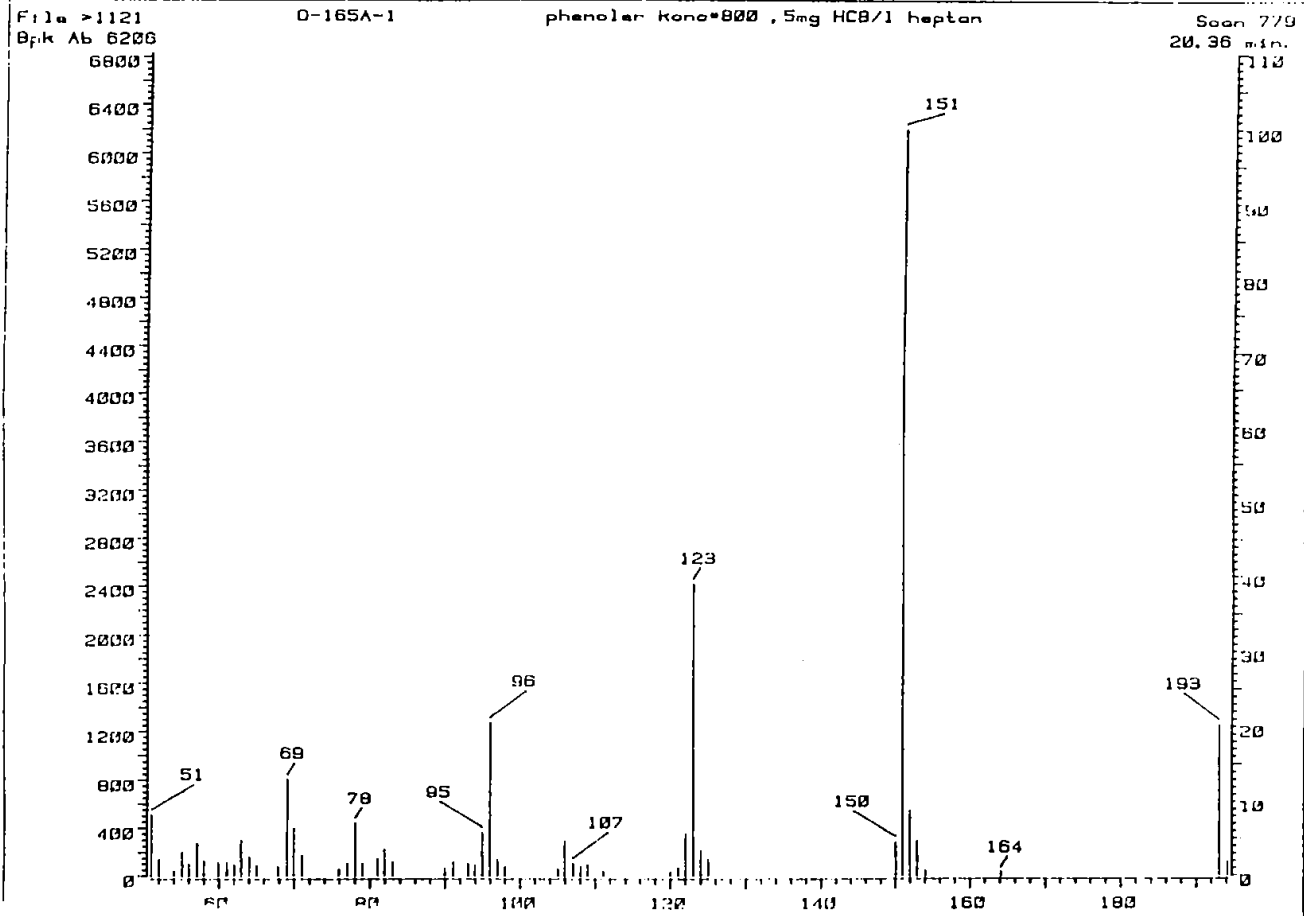
Acetylerede phenoler, LG3

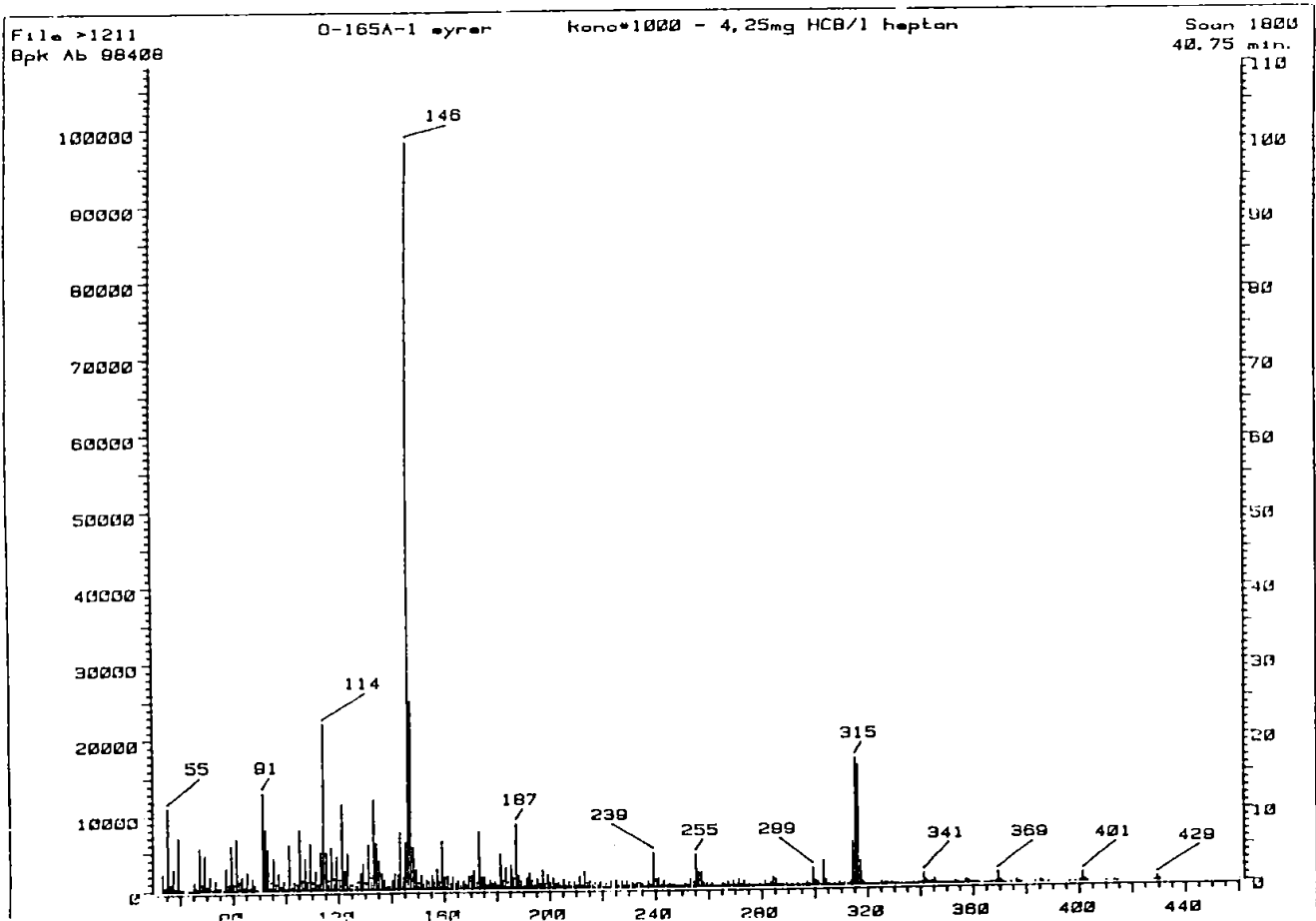


10. Identified: phenol, MW = 190



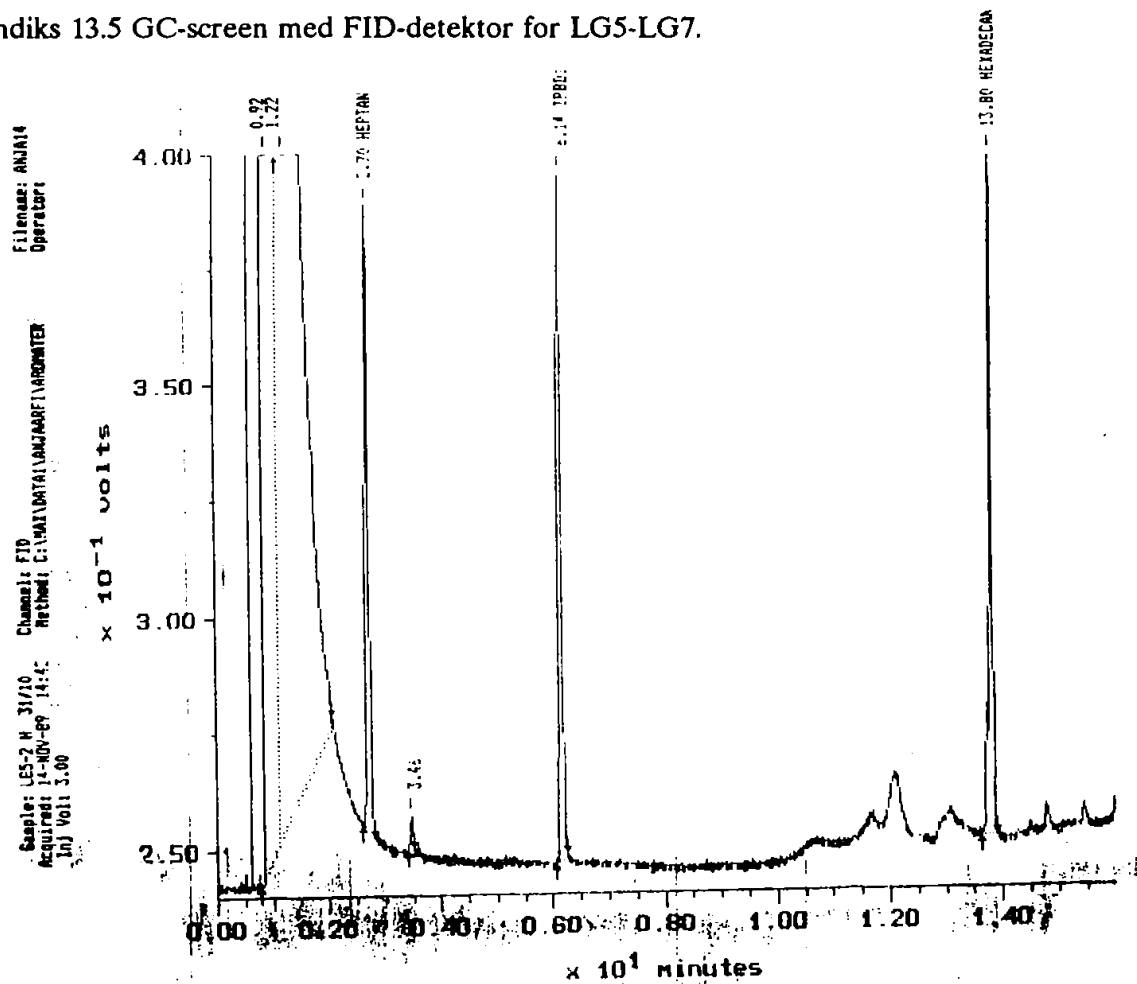
11. Identified: phenol, MW = 190



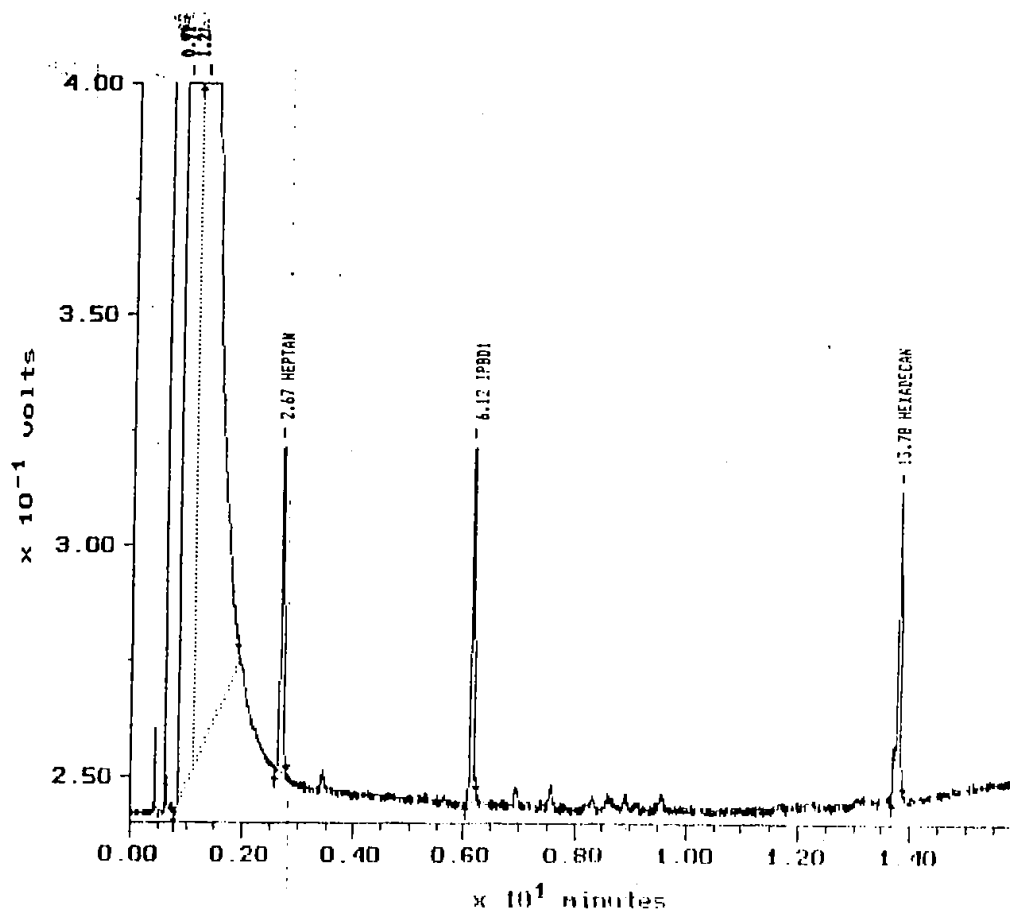


Identificeret sur forbindelse

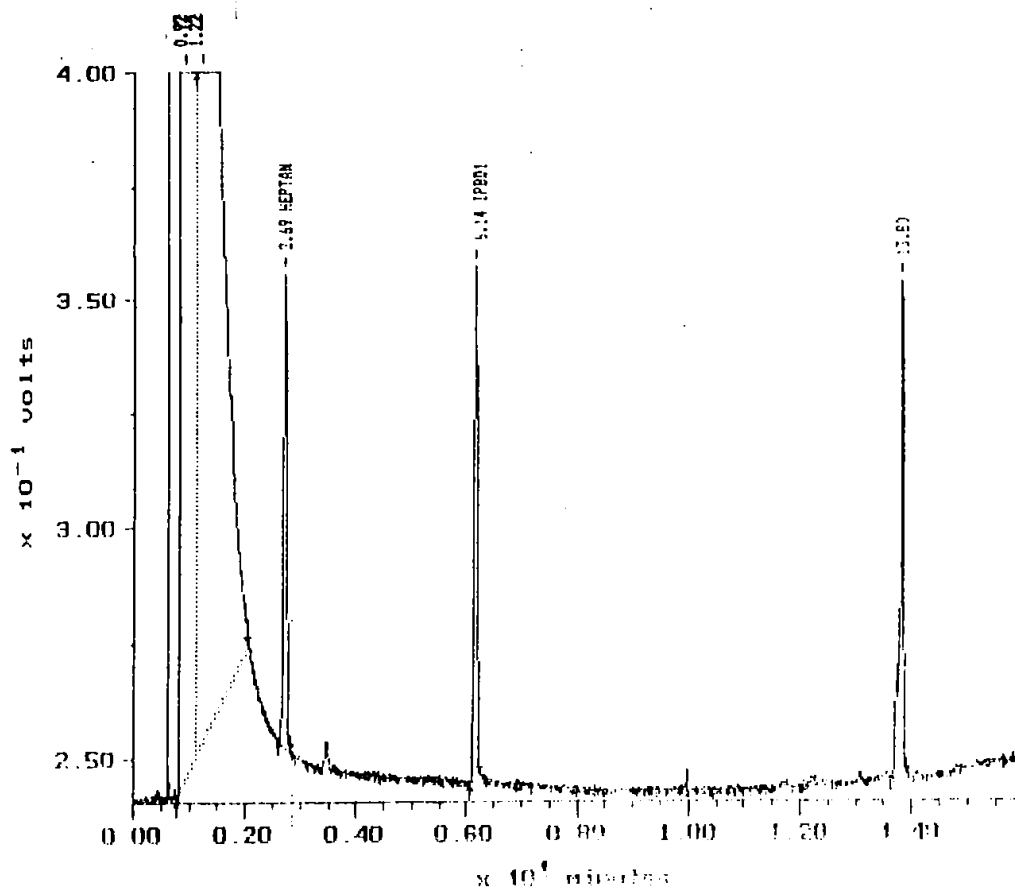
Appendiks 13.5 GC-screen med FID-detektor for LG5-LG7.

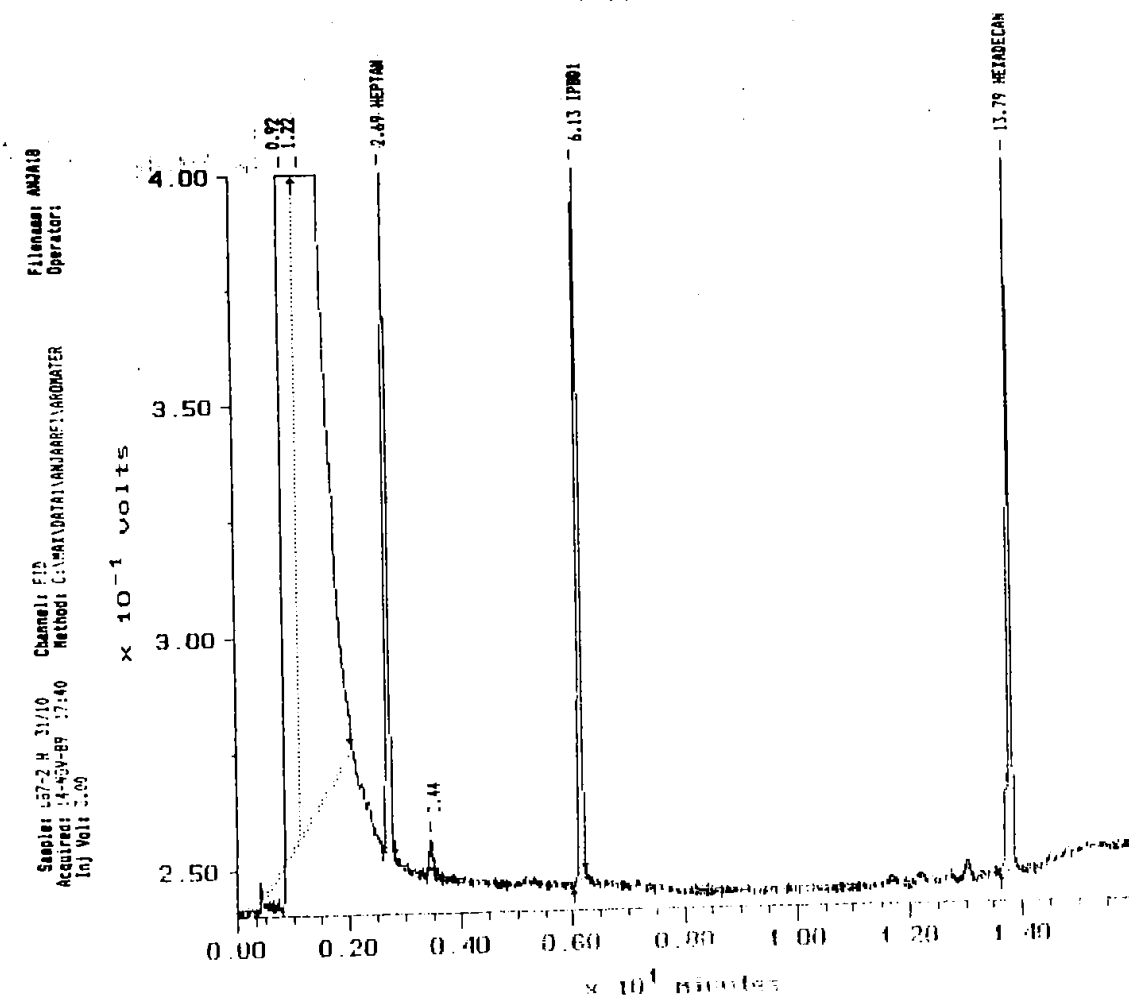
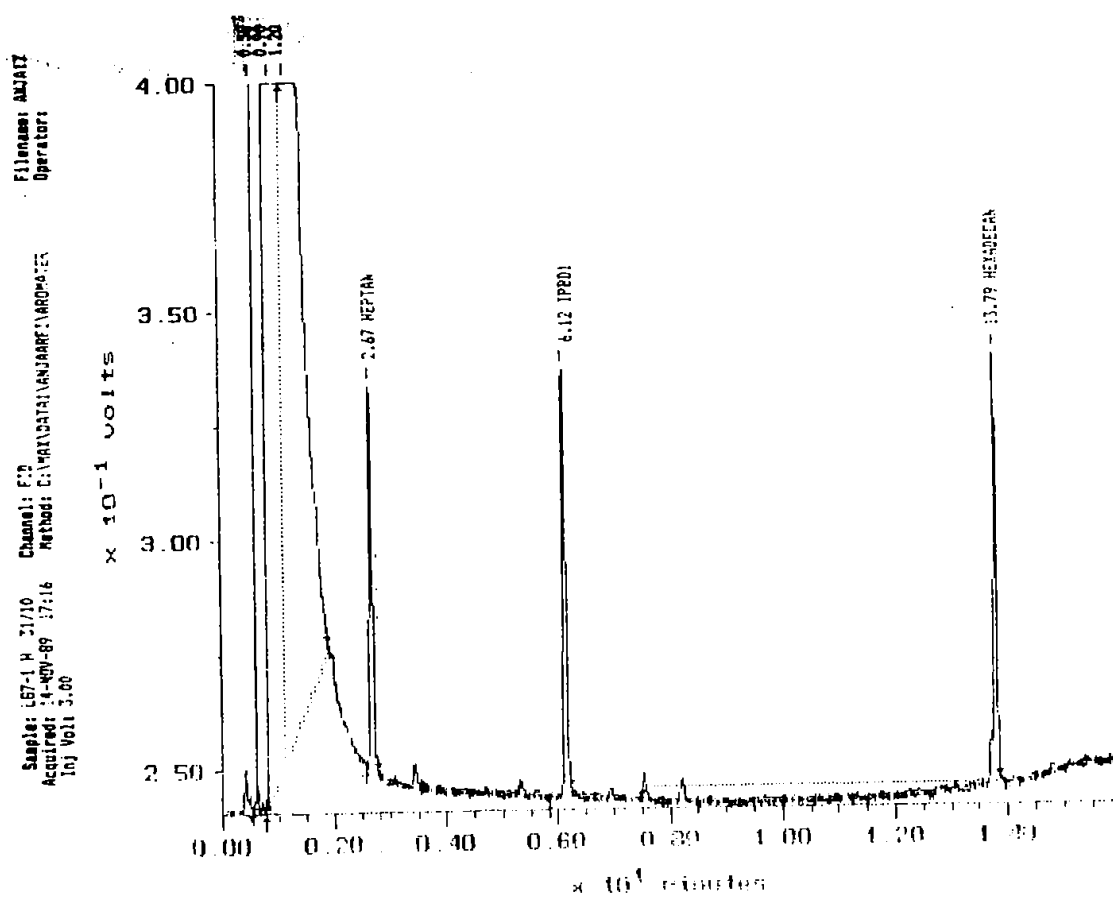


Sample: L66-1 H. 31/10 Channel: FID
Acquired: 14-NOV-89 15:12 Method: C:\MALDATA\ANAL\APFT\AROMATER
Inj Vol: 3.00
File name: AROMAS
Operator:



Sample: L66-2 H. 31/10 Channel: FID
Acquired: 14-NOV-89 15:48 Method: C:\MALDATA\ANAL\APFT\AROMATER
Inj Vol: 3.00
File name: AROMAS
Operator:





APPENDIKS 14

Benyttede analysemetoder

I det følgende gives en kort beskrivelse for de benyttede analysemetoder på de tre laboratorier (Laboratoriet for teknisk Hygiejne (LtH), Ribe Miljø- & Levnedsmiddelkontrol (MLK) og Vandkvalitetsinstituttet (VKI). Hvor en standardmetode er benyttet, er der blot henvist til denne. De på LtH benyttede metoder er kort beskrevet i tabel A14.1, mens de på MLK benyttede fremgår af tabel A14.2. De på VKI benyttede er beskrevet i tabel A14.3.

Appendiks 14.1 Analysemetoder benyttet på LtH.

Parameter	Metode
pH	Combinationselektrode
Konduktivitet	Elektronisk ledningsevнемåler
Alkalinitet	Automatisk titrering til pH 4,5 med 0,05 N H ₂ SO ₄
Chlorid	Auto-analyser metode: Thiocyanationen, SCN ⁻ afgives fra mercurithiocyanat, Hg(SCN) ₂ , når der dannes opløseligt mercurichlorid, HgCl ₂ . Ferri-ionen danner med den frigjorte thiocyanation kraftigt rødt farvet ferrithiocyanat, Fe(CN) ₆ , proportionalt med chloridkoncentrationer. Den røde farve måles ved absorption ved 520 nm.
Natrium, kalium, calcium	Flamme atom absorption spektrometri
Ammonium	Auto-analyser metode: Ammonium reagerer med hypochlorit i basisk opløsning og danner monochloramin. Ved tilstedeværelse af hypochlorit i overskud sammen med phenol dannes farven indophenolblå. Farven kan måles spektrofotometrisk ved 630 nm.
GC-screen	Udrystning af prøven i pentan og måling af chromatogrammer på gaschromatograf med FID-detektor.

Appendiks 14.2 Analysemetoder benyttet på MLK i Ribe.

Parameter	Metode ¹⁾
pH	DS 287
Konduktivitet	DS 288
Alkalinitet	DS 253
Calcium	DS 248
Magnesium	DS 250
Natrium	Emmisionsspektrofotometri (SM,320A ²⁾)
Kalium	Emmisionsspektrofotometri (SM, 317A ²⁾)
Jern (filtreret)	DS 219
Mangan (filtreret)	DS 220
Ammonium	Flow injektion analyse ³⁾
Chlorid	DS 249
Sulfat	SM, 427 A ²⁾
BI5	DS 254
COD	DS 217

1) DS: Dansk standard

2) SM: Standard Methods for the examination of water and wastewater
14th Edition, 1975. APHA-AWWA-WPCE.

3) Beskrevet i intern analyseforskrift fra Miljø- og Levnedsmiddelkontrollen i Ribe.

Appendiks 14.3 Analysemetoder benyttet på VKI

ADSORBERBART ORGANISK HALOGEN (AOX)

Prøven tilsættes HNO_3 (konc.) til $\text{pH} < 2$ og Na_2SO_3 (0,1 M, Aq.), hvorefter den passerer igennem aktivt kul under N_2 -overtryk. Eventuelt chlorid vaskes af adsorbenten med 50/00 kaliumnitratopløsning. Adsorbenten forbrændes ved 800°C og dannet hydrogenhalogenid bestemmes mikrocoulometrisk på et Dohrmann DX-20 apparat.

FLYGTIGT ORGANISK HALOGEN (VOX)

Vandprøvens indhold af flygtige forbindelser blæses af prøven ved 30°C med en bæregas af N_2 . Organiske forbindelser i bæregassen adsorberes på aktivt kul, som derefter forbrændes ved 800°C i en CO_2/O_2 -atmosfære. Dannet hydrogenhalogenid, HX ($\text{X} = \text{Cl}, \text{Br}, \text{I}$), bestemmes derefter automatiseret ved mikrocoulometri. Ved analysen anvendes et Brechbühler CLSA-system og et Dohrmann DX-20 apparat.

EKSTRAHERBART ORGANISK HALOGEN (EOX)

Prøven ekstraheres med pentan ved $\text{pH} = 2$ og $\text{pH} = 9$ efter øgning af prøvens ionstyrke ved tilsætning af Na_2SO_4 . Det samlede organiske ekstrakt inddampes under en nitrogenstrøm efter tilsætning af hexadecan. Indholdet af organisk halogen i det kombinerede, reducerede ekstrakt bestemmes ved forbrænding i en Ar/O_2 -atmosfære ved 850°C efterfulgt af mikrocoulometrisk bestemmelse af udviklet HX ($\text{X} = \text{Cl}, \text{Br}, \text{I}$). Et Euroglas-apparat benyttes til den kvantitative bestemmelse.

FLYGTIGT ORGANISK KULSTOF (VOC)

Flygtige forbindelser blæses af prøven med en N_2 -bæregas. Indholdet af CO_2 i bæregassen fanges på en LiOH -kolonne, hvorefter indholdet af organiske forbindelser forbrændes over en cobolt/coboltoxid-katalysator ved 800°C . Dannet CO_2 kvantificeres derefter ved IR-spektrofotometri. Et Dohrmann DC-80 apparat benyttes ved analysen.

IKKE-FLYGTIGT ORGANISK KULSTOF (NVOC)

Prøven tilsættes syre til pH = 2, hvorefter prøven blæses fri for CO₂ og flygtige organiske forbindelser med N₂. Prøvens indhold af organiske forbindelser oxideres med peroxodisulfat under UV-belysning, og dannet CO₂ kvantificeres ved IR-spektrofotometri. Der benyttes et Dohrmann DC-80 apparat ved analysen.

ANALYSE FOR METHAN I VANDPRØVER**I. PRØVEFORBEREDELSE**

Prøven udtages i en glasflaske, som fyldes helt, så der ingen luft er i flasken. Der tilsættes ingen konserveringsmiddel, og prøven analyseres hurtigst muligt efter prøvetagningen ved direkte gaschromatografi uden prøveforberedelse.

II. ANALYSEBETINGELSER

Detektor	Flammeionisationsdetektor
Kolonne	Stålkolonne, 1/8" x 2 m. pakket med Poracil C.
Bæregas	Hydrogen, ca. 30 ml/min.
Make-up gas	Nitrogen
Injektortemperatur	100°C
Detektortemperatur	300°C
Kolonnetemperatur	50°C
Injektionsvolumen	1 - 20 µl
Injektionssystem	Direkte injektion.

Indholdet af methan bestemmes ud fra en standardkurve konstrueret ud fra methanstandarder i luft i koncentrationsområdet 0,05 - 0,2 ml methan/l luft.

ANALYSE FOR CHLOREREDE OPLØSNINGSMIDLER**I. PRØVEFORBEREDELSE****Vandprøver**

Vandprøverne udtages i 100 ml måleglas, helt fyldte. Der afpipetteres til nøjagtigt 100 ml. Derefter tilsættes mellem 1 og 4 ml pentan. Kolben rystes i 5 min. på rysteapparat. Efter faseadskillelse injiceres pentanfasen på GC.

Jordprøver

50 g jord tilsat 10 ml vand ekstraheres med 10 ml pentan ved ultralydsbehandling og ekstraktion på rysteapparat. Pentanfasen analyseres herefter ved GC.

II. ANALYSEBETINGELSER VED GC

Detektor: Electron-capture detector
 Kolonne: 25 m SE-54 0,2 mm ID. 5% phenyl-methyl
 Bæregas: Hydrogen, 2 ml/min.
 Make-up gas: Argon/methan, 20 ml/min.
 Injektortemperatur: 250°C
 Detektortemperatur: 250°C
 Kolonnetemperatur: 40°C, isotherm
 Injektionsvolumen: 1 µl
 Injektionssystem: Splitless, 0,5 min.

Metoden medanalyserer : chloroform, 1,1,1-trichlorethan, tetrachlorethylen, trichlorethylen, tetrachlormethan samt trihalomethaner

Detektionsgrænserne er : 0,01 - 0,03 µg/l for vandprøver
 0,1 - 0,2 µg/kg for jordprøver

ANALYSE FOR PENTANEKSTRAHERBARE STOFFER**I. PRØVEFORBEREDELSE****Vandprøver**

1 l prøve ekstraheres på magnetomrører i 15 min. med 5 ml pentan. Pentanfasen analyseres ved gaschromatografi (GC) - eventuelt efter fortynding med pentan. Pentanen indeholder chlorbenzen som intern standard.

Jordprøver

50 g jord tilsat 10 ml vand ekstraheres med 10 ml pentan ved ultralydsbehandling og ekstraktion på rysteapparat. Pentanfasen analyseres herefter ved GC.

II. ANALYSEBETINGELSER

Detektor	Flammeionisationsdetektor
Kolonne	25 m fused silica kapillarkolonne SE-54 ID = 0,2 mm
Bæregas	Hydrogen, 1 ml/min.
Make-up gas	Nitrogen
Injektortemperatur	175°C
Detektortemperatur	300°C
Kolonnetemperatur	50°C
Injektionsvolumen	1 µl
Injektionssystem	Splitless, 0,5 min.

Metoden medanalyserer : Flygtige aromater, olie- og tjærekomponenter m.v.

Detektionsgrænserne er :

vandprøver : 0,1 µg/l for enkeltkomponenter
50 - 100 µg/l for total olie

jordprøver : 10 µg/kg for enkeltkomponenter
2 mg/kg for total olie

APPENDIKS 15

Nedsivningsberegning

I dette appendiks gengives det benyttede setup af den umættede zonemodel for beregning af nedsivningsmængder. Appendikset kræver en vis kendskab til modellen (Jensen et al., 1983). Beregninger er udført ved modificering af de generelle nedsivningsberegninger for området omkring Vejen Losseplads, som er udført i forbindelse med den egentlige modellering af perkolattransporten i grundvandszonen (Jensen et al., 1990). Den umættede zones dybde er i beregningerne således fastholdt på den værdi der generelt er gældende for området omkring Vejen Losseplads. Betydningen af dette forhold er dog negligibel.

Følgende inddata er benyttet

SPATIAL VARIABILITY PROJECT

CATCHMENT

ICATCH =1 : JYNDEVAD
ICATCH =2 : TASTROP

VALUE OF ICATCH = 1
FIELD POINT = 'C4'
NSTOR = 34
IBFLUX = 0

SIMULATION PERIOD

START DATE : 1 1 1960

END DATE : 31 12 1989

TIMESTEP IN UZ DT = 1 HRS
TIMEINTERVAL PRINTING DTPR = 360 DAYS
TOTAL SIMULATION TIME ENDTIM = ***** DAYS

SOIL CODE INFORMATION

NSOIL	ISCOD1	ISCOD2
1	C4	10
2	C4	30
3	C4	50
4	C4	70
5	C4	90

NODEPOINT INFORMATION

POINTS IN VERTICAL N = 59
NO. OF SOIL TYPES NS = 5
LENGT OF UZ-COLUMN UZCOL = 5.45

I	NSOIL	Z	DZ	I	NSOIL	Z	DZ
1	1	0.0125	0.0250	11	4	0.6500	0.1000
2	1	0.0375	0.0250	12	4	0.7500	0.1000
3	1	0.0625	0.0250	13	5	0.8500	0.1000
4	1	0.0875	0.0313	14	5	0.9500	0.1000
5	1	0.1250	0.0437	15	5	1.0500	0.1000
6	1	0.1750	0.0625	16	5	1.1500	0.1000
7	2	0.2500	0.0875	17	5	1.2500	0.1000
8	2	0.3500	0.1000	18	5	1.3500	0.1000
9	3	0.4500	0.1000	19	5	1.4500	0.1000
10	3	0.5500	0.1000	20	5	1.5500	0.1000

21	5	1.6500	0.1000	41	5	3.6500	0.1000
22	5	1.7500	0.1000	42	5	3.7500	0.1000
23	5	1.8500	0.1000	43	5	3.8500	0.1000
24	5	1.9500	0.1000	44	5	3.9500	0.1000
25	5	2.0500	0.1000	45	5	4.0500	0.1000
26	5	2.1500	0.1000	46	5	4.1500	0.1000
27	5	2.2500	0.1000	47	5	4.2500	0.1000
28	5	2.3500	0.1000	48	5	4.3500	0.1000
29	5	2.4500	0.1000	49	5	4.4500	0.1000
30	5	2.5500	0.1000	50	5	4.5500	0.1000
31	5	2.6500	0.1000	51	5	4.6500	0.1000
32	5	2.7500	0.1000	52	5	4.7500	0.1000
33	5	2.8500	0.1000	53	5	4.8500	0.1000
34	5	2.9500	0.1000	54	5	4.9500	0.1000
35	5	3.0500	0.1000	55	5	5.0500	0.1000
36	5	3.1500	0.1000	56	5	5.1500	0.1000
37	5	3.2500	0.1000	57	5	5.2500	0.1000
38	5	3.3500	0.1000	58	5	5.3500	0.1000
39	5	3.4500	0.1000	59	5	5.4500	0.1000
40	5	3.5500	0.1000				

INTERCEPTION PARAMETER DEGREE-DAY FACTORS

CINT = 0.10 CMELT = 2.00 CTHRES = 0.0

CONSTANTS IN EA & EP FUNCTIONS

C1 = 0.85
C2 = 0.35
C3 = 20.00

MAXIMUM ROOT LENGTH

MODMAX = 1.0

EXPONENT IN ROOT EXTRACTION FUNCTION

ASOOT = 2.00000

EFFECTIVE ROOT DENSITY FUNCTION

I	DEPTH	RDE			
1	0.012	0.109E 00	18	1.350	0.927E-03
2	0.037	0.969E-01	19	1.450	0.585E-03
3	0.063	0.864E-01	20	1.550	0.369E-03
4	0.087	0.949E-01	21	1.650	0.233E-03
5	0.125	0.112E 00	22	1.750	0.147E-03
6	0.175	0.125E 00	23	1.850	0.927E-04
7	0.250	0.125E 00	24	1.950	0.585E-04
8	0.350	0.927E-01	25	2.050	0.369E-04
9	0.450	0.585E-01	26	2.150	0.233E-04
10	0.550	0.369E-01	27	2.250	0.147E-04
11	0.650	0.233E-01	28	2.350	0.927E-05
12	0.750	0.147E-01	29	2.450	0.585E-05
13	0.850	0.927E-02	30	2.550	0.369E-05
14	0.950	0.585E-02	31	2.650	0.233E-05
15	1.050	0.369E-02	32	2.750	0.147E-05
16	1.150	0.233E-02	33	2.850	0.927E-06
17	1.250	0.147E-02	34	2.950	0.585E-06

35	3.050	0.369E-06	48	4.350	0.927E-09
36	3.150	0.233E-06	49	4.450	0.585E-09
37	3.250	0.147E-06	50	4.550	0.369E-09
38	3.350	0.927E-07	51	4.650	0.233E-09
39	3.450	0.585E-07	52	4.750	0.147E-09
40	3.550	0.369E-07	53	4.850	0.927E-10
41	3.650	0.233E-07	54	4.950	0.585E-10
42	3.750	0.147E-07	55	5.050	0.369E-10
43	3.850	0.927E-08	56	5.150	0.233E-10
44	3.950	0.585E-08	57	5.250	0.147E-10
45	4.050	0.369E-08	58	5.350	0.927E-11
46	4.150	0.233E-08	59	5.450	0.585E-11
47	4.250	0.147E-08			

EVAPORATION DISTRIBUTION FUNCTION

I	DEPTH	EDF
1	0.012	0.25
2	0.037	0.25
3	0.063	0.25
4	0.087	0.25

SOIL TYPE NO. 1

THSAT	=	0.394
THFC	=	0.345
THSEFF	=	-1.00
THRES	=	0.131
THWILT	=	0.131
THMIN	=	0.010
CSAT	=	0.300E-06
EXPO	=	31.0
ABLEM	=	0.0

SOIL TYPE NO. 4

THSAT	=	0.383
THFC	=	0.274
THSEFF	=	-1.00
THRES	=	0.141
THWILT	=	0.141
THMIN	=	0.010
CSAT	=	0.310E-06
EXPO	=	10.7
ABLEM	=	0.0

SOIL TYPE NO. 2

THSAT	=	0.414
THFC	=	0.301
THSEFF	=	-1.00
THRES	=	0.117
THWILT	=	0.117
THMIN	=	0.010
CSAT	=	0.100E-05
EXPO	=	15.9
ABLEM	=	0.0

SOIL TYPE NO. 5

THSAT	=	0.352
THFC	=	0.278
THSEFF	=	-1.00
THRES	=	0.136
THWILT	=	0.136
THMIN	=	0.010
CSAT	=	0.190E-06
EXPO	=	14.2
ABLEM	=	0.0

SOIL TYPE NO. 3

THSAT	=	0.401
THFC	=	0.278
THSEFF	=	-1.00
THRES	=	0.123
THWILT	=	0.123
THMIN	=	0.010
CSAT	=	0.180E-05
EXPO	=	14.0
ABLEM	=	0.0

INTERBLOCK HYDRAULIC CONDUCTIVITY PARAMETER

IBLOCK = 1 : ARITHMETRIC MEAN

TOLERANCE PARAMETERS

NITMAX= 20 TOL= 0.010 MASS BALANCE ERROR CRITERIA = 0.0350

CHECK PRINT INTERVALS

MODKP =9999 MODMP =9999

INITIAL PARAMETERS

DISTANCE TO PHREATIC SURFACE = 5.45
 LENGTH OF ROOTZONE = 0.0
 LEAF AREA INDEX = 0.0

Modellen giver bl.a oplysninger for hver måned om nedsivningen i forskellige dybder. De benyttede værdier er nedsivningen i 110 cm dybde. Disse er for beregningsperioden 1960-89 gengivet i tabel A15.1. Negative nedsivningsværdier betyder at der sker en opadrettet vandtransport grundet kapillarkræfter.

Tabel A15.1 Beregnede månedlige nedsivningsmængder (i mm) vha den uættede zone model.

År	Jan.	Feb.	Marts	April	Maj	Juni	Juli	August	Sept.	Okt.	Nov.	Dec.	...
1960	25	32	46	7	-2	-5	2	23	31	21	110	93	381
1961	44	55	17	32	0	-4	1	99	50	61	73	91	520
1962	110	71	9	17	18	4	-5	21	63	14	44	56	420
1963	10	6	10	17	26	4	1	79	28	103	132	18	433
1964	28	43	8	2	4	-3	13	5	10	32	49	103	293
1965	87	19	9	21	44	-2	4	18	40	33	38	120	430
1966	42	51	51	31	8	-3	-5	51	17	72	55	130	591
1967	48	51	75	46	8	0	-5	-4	8	160	90	65	542
1968	75	39	33	28	11	0	20	4	40	95	66	30	439
1969	47	37	9	10	58	9	-1	-6	-5	-3	81	31	267
1970	6	7	26	151	18	-4	-1	10	44	58	136	73	517
1971	27	39	20	19	-2	-5	-5	3	0	12	52	34	194
1972	15	15	10	41	3	38	1	-5	-4	-4	7	73	190
1973	13	50	23	14	5	9	-6	-5	-4	11	83	80	274
1974	82	59	14	5	-5	-5	-4	11	49	32	130	148	517
1975	110	33	18	27	4	-6	-6	-4	-3	-2	7	47	223
1976	97	24	12	12	-2	2	-6	-5	-4	9	16	74	229
1977	74	83	24	39	32	-3	-4	-3	-3	2	120	68	428
1978	91	17	106	7	0	-4	27	11	11	82	95	50	508
1979	22	6	79	31	43	8	-4	-2	7	20	98	149	456
1980	27	18	41	23	0	9	111	35	71	195	128	117	775
1981	74	79	94	10	-4	18	36	21	6	118	113	31	595
1982	41	74	37	5	-1	-4	-5	6	15	81	89	154	493
1983	102	34	53	52	128	12	-7	-6	-4	32	35	82	513
1984	107	57	13	13	-4	-5	-4	-4	-3	103	64	47	385
1985	17	57	26	50	11	-5	-6	9	50	28	45	157	440
1986	105	13	15	31	4	0	-6	-5	-3	55	90	89	388
1987	41	40	14	29	-1	24	5	32	56	76	84	46	445
1988	127	114	80	26	-2	-4	10	43	60	105	21	81	660
1989	38	41	97	25	1	-6	-6	-4	-3	-3	-2	13	192

UDGIVNE RAPPORTER

I forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET er der med denne rapport ialt udgivet følgende rapporter:

HYDROGEOLOGI

EN REGIONAL GEOLOGISK MODEL FOR OMRÅDET VED VEJEN, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-1, 20 sider), december 1987. ISBN 87-503-7079-0.

SEVA: PC-DATABASE FOR GEOLOGI, HYDROLOGI OG VANDKVALITET, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H0-2, 46 sider), december 1990, ISBN 87-503-8915-7.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: LAGFØLGEBORINGER, Geoteknisk Institut (Rapport H1, 122 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8183-0.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: RESERVOIRFORHOLD OG FORURENINGSUDBREDELSE BESTEMT VED BOTESAM-METODEN, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H5, 125 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8736-7.

EVALUERING OG UDVIKLING AF METODER TIL PRØVETAGNING OG FELTANALYSE AF ANOXISK GRUNDVAND, Institut for Teknisk Geologi, DTH (Rapport H8, 82 sider), oktober 1990, ISBN 87-503-8738-3.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GEOLOGISKE FORHOLD, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H10, 100 sider), december 1989, ISBN 87-503-8182-2.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: UORGANISK GRUNDVANDSKVALITET, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport H12/13, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8916-5.

FORURENINGSKEMI

AMTSKOMMUNALE UNDERSØGELSER AF GRUNDVANDSFORURENING VED GAMLE LOSSEPLADSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne (Rapport P0-1, 72 sider), december 1990, ISBN 87-503-8918-1.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: ORGANISK GRUNDVANDSKVALITET OG ANALYSEUDVIKLING, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport P1, 57 sider), maj 1991, ISBN 87-503-9093-7.

ØKOTOKSIKOLOGISKE METODER TIL UNDERSØGELSE AF FORURENET GRUNDVAND - LITTERATURUNDERSØGELSE, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport P2-1, 56 sider), maj 1988, ISBN 87-503-7323-4.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: PERKOLATUDSIVNING, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH (Rapport P3, 180 sider), maj 1991, ISBN 87-503-9094-5.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole (Rapport P5-1, 85 sider), juli 1988, ISBN 87-503-7322-6.

SORPTION AF ORGANISKE STOFFER I AKVIFERER: LABORATORIEUNDERSØGELSER, Laboratoriet for teknisk Hygiejne, DTH (Rapport P5-2, 106 sider), juli 1990, ISBN 87-503-8184-9.

GRUNDVANDZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet (Rapport P6-1, 80 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7118-5.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: GRUNDVANDSZONENS MIKROBIOLOGI, Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet, (Rapport P6-2, 90 sider), december 1989, ISBN 87-503-8183-0.

MATEMATISK MODELLERING

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: MATEMATISK MODELLERING, Instituttet for Strømningsmekanik og Vandbygning/Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M1/2, 160 sider), februar 1991, ISBN 87-503-8972-6.

OPERATIONALISERING AF EN TRE-DIMENSIONAL STOFTRANSPORTMODEL, Dansk Hydraulisk Institut (Rapport M4/7, 88 sider), februar 1991, ISBN 87-505-8971-8.

AFVÆRGEFORANSTALTNINGER

OVERSIGT OVER DANSKE OG UDENLANDSKE AFVÆRGEFORANSTALTNINGER, Vandkvalitetsinstituttet (Rapport R0-1, 82 sider), december 1990, ISBN 87-503-8917-3.

AFVÆRGE PUMPNING VED SEPARATIONSPUMPNING - FASE 1: DEMONSTRATIONSMODEL, Danmarks Geologiske Undersøgelse (Rapport R3-1, 67 sider), december 1990; ISBN 87-503-8920-3.

UNDERSØGELSER VED VEJEN LOSSEPLADS: TRE-DIMENSIONAL MODELLERING AF ALTERNATIVE AFVÆRGEFORANSTALTNINGER, Dansk Hydraulisk Institut (Rapport R4, 45 sider), maj 1991, ISBN 87-503-9095-3.

UDREDNINGSRAPPORTER

NEDBRYDELIGHED AF MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U1, 105 sider), oktober 1987. ISBN 87-503-7017-0.

FORURENEDE INDUSTRIGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U2, 130 sider), januar 1988, ISBN 87-503-7081-2.

GRUNDVANDSPRØVETAGNING OG FELTMÅLING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U3, 222 sider), april 1989, ISBN 87-503-7817-1.

FORURENEDE GASVÆRKSGRUNDE, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U4, 221 sider), november 1989, ISBN 87-7491-315-8.

ANVENDELSE AF PHOTOIONISATIONSDETEKTOR VED UNDERSØGELSE AF JORDFORURENING, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U5, 52 sider), december 1989, ISBN 87-503-8173-3.

KILDER TIL INDUSTRIKORTLÆGNING, Geokon A/S, (Rapport U6, 140 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

SKRYDSTRUP SPECIALDEPOT - Erfaringer fra undersøgelser og afværgeforanstaltninger, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH, (Rapport U7, 60 sider), december 1989, ISBN 87-503-8174-1.

JORDPRØVETAGNING PÅ FORURENEDE GRUNDE - Strategier, metoder og håndtering, Lossepladsprojektets sekretariat, DTH (Rapport U8, 110 sider), april 1991, ISBN 87-503-9043-0.